

Aus dem Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung  
der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

-Grünland & Futterbau/ Ökologischer Landbau-

## **Indikatoren für eine nachhaltige intensive Grünlandbewirtschaftung**

Dissertation  
zur Erlangung des Doktorgrades  
der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät  
der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

vorgelegt von

M.Sc. Katharina Treyse  
aus Brunsbüttel

Kiel, 2007

Dekan: Prof. Dr. J. Krieter  
1. Berichterstatter: Prof. Dr. F. Taube  
2. Berichterstatter: Prof. Dr. A. Susenbeth  
Tag der mündlichen Prüfung: 19.07.2007

## Inhaltsverzeichnis

|  |           |
|--|-----------|
| Inhaltsverzeichnis   | I         |
| Abbildungsverzeichnis  | III       |
| Tabellenverzeichnis  | VI        |
| <br>   |           |
| <b>1. Generaleinleitung</b>  | <b>1</b>  |
| 1.1 Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft und Agrarumweltindikatoren  | 2         |
| 1.2 Landnutzungs- und landwirtschaftliche Betriebsmodelle  | 4         |
| 1.3 Politische und ökonomische Rahmenbedingungen zur Ableitung von<br>Indikatoren für eine nachhaltige Grünlandbewirtschaftung | 7         |
| 1.4 Indikatoren zur Bewertung der intensiven Grünlandbewirtschaftung   | 7         |
| 1.5 Hintergrund des Projektes  | 11        |
| 1.6 Ziele der Arbeit   | 12        |
| 1.7 Literatur  | 14        |
| <br>   |           |
| <b>2. Ein Indikatoransatz zur Bewertung der Nachhaltigkeit von intensiv<br/>genutzten Grünlandbeständen</b>                    | <b>23</b> |
| 2.1 Zusammenfassung/Summary  | 24        |
| 2.2 Einleitung   | 25        |
| 2.3 Zielstellung   | 28        |
| 2.4 Ableitung eines Indikatoransatzes für intensiv genutztes Grünland  | 28        |
| 2.5 Datengrundlage zur Anwendung des Ansatzes – Norddeutsche<br>Tiefebene  | 36        |
| 2.6 Datengrundlage zum Test der Extrapolation auf alpine Standorte   | 37        |
| 2.7 Ergebnisse   | 38        |
| 2.8 Diskussion   | 45        |
| 2.9 Schlussfolgerung   | 49        |
| 2.10 Literatur   | 51        |

|  |            |
|--|------------|
| <b>3. Vergleichende Bewertung der Nachhaltigkeit intensiver Grünlandwirtschaft durch Weide- und Schnittnutzung unter Klimabedingungen Norddeutschlands</b> | <b>59</b>  |
| 3.1 Zusammenfassung/Summary  | 60         |
| 3.2 Einleitung   | 61         |
| 3.3 Zielstellung   | 62         |
| 3.4 Indikatorenkomplexe  | 63         |
| 3.5 Schlussfolgerung   | 73         |
| 3.6 Literatur  | 74         |
| <br>   |            |
| <b>4. Comparison of different methodological approaches for optimised fertiliser N input on permanent grassland</b>  | <b>85</b>  |
| 4.1 Abstract   | 86         |
| 4.2 Introduction   | 86         |
| 4.3 Concept  | 88         |
| 4.4 Materials and methods  | 89         |
| 4.5 Results and discussion   | 91         |
| 4.6 Synthesis  | 98         |
| 4.7 Conclusion   | 100        |
| 4.8 Literature   | 101        |
| <br>   |            |
| <b>5. Generaldiskussion</b>  | <b>105</b> |
| 5.1 Einleitung   | 106        |
| 5.2 Zusammenfassende Darstellung der Untersuchungsergebnisse   | 107        |
| 5.3 Anforderungen an Nachhaltigkeitsindikatoren  | 109        |
| 5.4 Optimierte Düngungsempfehlungen zur Reduktion der Nitratverluste   | 115        |
| 5.5 Modelle zur Bewertung einer nachhaltigen Landwirtschaft  | 117        |
| 5.6 Weiterer Forschungsbedarf  | 122        |
| 5.7 Literatur  | 124        |
| <br>   |            |
| <b>6. Zusammenfassung</b>  | <b>131</b> |
| 6.1 Zusammenfassung  | 132        |
| 6.2 Summary  | 135        |

## Abbildungsverzeichnis

### Kapitel 1

- Abbildung 1.1: 3  
Schematische Übersicht des DSR-Systems der OECD  
(nach ANONYM, 1993).

### Kapitel 2

- Abbildung 2.1: 29  
Zusammenstellung der Indikatoren zur Nachhaltigkeitsbewertung  
intensiv genutzter Grünlandbestände.

- Abbildung 2.2: 34  
Bewertungsfunktionen der Indikatoren (Futterwertzahl; %-Anteil  
Leguminosen; %-Anteil Lücken; Trockenmasse-Ertrag; Rohprotein-  
Gehalt; Energiegehalt; Bodengehaltsklassen).

- Abbildung 2.3: 41  
Verteilung der Indikatorenbewertung (ohne Bodengehaltsklassen)  
dargestellt als box plots für die Regionen Schleswig-Holstein,  
Niedersachsen und Gumpenstein mit 10, 25, 50, 75 und 90 %  
Quantilen, Ausreißern (Punkte) und Mittelwerten (---).

- Abbildung 2.4: 44  
Gesamtbewertung der Regionen Schleswig-Holstein, Niedersachsen  
und Gumpenstein im Durchschnitt aller Indikatoren. Jede Säule  
kennzeichnet eine Fläche.

- Abbildung 2.5: 47  
Darstellung der Schwachstellenanalyse in Form von Netzdiagrammen  
für die einzelnen Untersuchungsregionen Schleswig-Holstein,  
Niedersachsen und Gumpenstein.

**Kapitel 3**

Abbildung 3.1: 64

Einfluß der Gesamt-N-Düngung (mineralisch+organisch) auf (a) den Brutto-Energieertrag und (b) den Netto-Energieertrag (NEL=Nettoenergie-Laktation) unter verschiedenen Nutzungssystemen (Weide, Mähweide 1, Mähweide 2 und Schnittnutzung im Mittel über die Versuchsjahre (1997-2001) (verändert nach TROTT et al., 2004). Erläuterung der Nutzungssysteme befindet sich im Text.

Abbildung 3.2: 67

Einfluss der Gesamt-N-Düngung (mineralisch+organisch) auf die Stickstoff-Ausnutzungs-Effizienz (NyUE) verschiedener Nutzungssysteme (Weide, Mähweide 1, Mähweide 2, Schnitt) im Mittel über die Versuchsjahre 1997-2001. Erläuterung der Nutzungssysteme befindet sich im Text.

Abbildung 3.3: 70

Aus der Literatur abgeleitete Beziehung zwischen jährlichem N-Input (Mineraldünger+Gülle) und der Nitratfracht mit dem Sickerwasser für weide- und schnittgenutzte Systeme in Nordwest-Europa. Gefüllte Symbole=Schnittnutzung; Leere Symbole=Weidenutzung der gleichen Untersuchung.

**Kapitel 4**

Abbildung 4.1: 93

The effect of total fertiliser N input (mineral fertiliser N+slurry N) on NyUE (a) and gross DM yield (b) under different defoliation systems. (GO: Grazing only; CO: Cutting only; MSI: Mixed System I; MSII: Mixed System II; SG: Simulated Grazing). Mean of 1997-2001.

Abbildung 4.2: 95

NyUE-values of fertiliser N input (0, 100, 200, 300 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) within the vegetation period (growthperiod 1-7) for the different defoliation systems (GO: Grazing only; CO: Cutting only; MSI: Mixed System I; MSII: Mixed System II; SG: Simulated Grazing). Mean of 1997-2001.

## Abbildung 4.3:

97

The effect of total fertiliser N input ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ) on DM yield ( $\text{dt ha}^{-1}$ ) and NyUE ( $\text{kg DM kg}^{-1} \text{N}$ ) in the first growth (a) and first regrowth (b) for the defoliation systems cutting only (CO) and mixed system II (MSII). Mean of 1997-2001. Arrows indicate the threshold value of 35  $\text{kg DM kg}^{-1} \text{N}$  and a marginal yield response of 10  $\text{kg DM kg}^{-1} \text{N}$ .

**Kapitel 5**

## Abbildung 5.1:

116

a) Beziehung zwischen der endogenen N-Verwertung (NyUE) und den resultierenden Nitrat-N-Frachten im Sickerwasser unter den Nutzungssystemen Weide, Mähweide I (MW I), Mähweide II (MW II), Schnittnutzung und Simulierte Weide (Sim. Weide). Im Mittel der Versuchsjahre 1997-2001.

b) Beziehung zwischen dem Rohprotein (RP)-Gehalt und den resultierenden Nitrat-N-Frachten im Sickerwasser unter Silomais (Sorte Naxos) ohne ( $y = 0,9755 \cdot e^{0,4432x}$  ;  $r^2 = 0,55^{***}$ ) und mit ( $y = 0,5129 \cdot e^{0,4589x}$  ;  $r^2 = 0,90^{***}$ ) Untersaat. Im Mittel der Versuchsjahre 1999 und 2000 (nach TAUBE & WACHENDORF, unveröffentlicht).

## Tabellenverzeichnis

### Kapitel 2

|              |    |
|--------------|----|
| Tabelle 2.1: | 33 |
|--------------|----|

Simulierte Brutto-Trockenmasse-Erträge ( $\text{dt ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) Deutsch-Weidelgras dominierter Grünlandbestände im Durchschnitt der Jahre 2000-2006 in Abhängigkeit von der Temperatursumme und der Niederschlagssumme. In Klammern sind die Minima und Maxima angegeben. (Korrigierte Temperatursumme gemessen ab 01. Januar-Tag 283; Niederschlagssumme gemessen ab 01. März-Tag 283).

|              |    |
|--------------|----|
| Tabelle 2.2: | 39 |
|--------------|----|

Ergebnisse der multiplen Korrelationsanalyse (Bestimmtheitsmaß ( $r^2$ ) und Signifikanzniveau ( $\text{Pr}>\text{F}$ ) aller zur Verfügung stehenden Indikatoren für die Datensätze Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Gumpenstein.

|              |    |
|--------------|----|
| Tabelle 2.3: | 42 |
|--------------|----|

Einstufung der betrachteten Flächen aus Schleswig-Holstein und Niedersachsen in die jeweilige Bodengehaltsklasse in % hinsichtlich pH-Wert, Kalium-, Magnesium- und Phosphatgehalt.

|                           |    |
|---------------------------|----|
| Anhangstabelle Tab.A 2.1: | 58 |
|---------------------------|----|

Zusammenstellung der Funktionsgleichungen der Bewertungsfunktionen.

### Kapitel 3

|                           |    |
|---------------------------|----|
| Anhangstabelle Tab.A 3.1: | 83 |
|---------------------------|----|

Regressionsgleichungen, Bestimmtheitsmaße ( $r^2$ ) und Standardfehler (S.E.) der Parameter Brutto- und Nettoenergieertrag sowie der Nitrattracht.

**Kapitel 4**

|   |    |
|---|----|
| Table 4.1:  | 90 |
| Mineral N fertiliser applications ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ) within the treatments for the different defoliation systems (Trott, 2003). (GO: Grazing only; SG: Simulated grazing; MSI: Mixed system I; MSII: Mixed system II; CO: Cutting only).   |    |
| Table 4.2:  | 91 |
| F-values and level of significance ( $\text{Pr}>\text{F}$ ) on NyUE and gross DM yield. Mean of 1997-2001. (sys=defoliation system; n=N-level; sl=slurry).  |    |
| Table 4.3:  | 92 |
| Regression equations, $r^2$ -values and standard errors (S.E.) for NyUE, gross DM yield and fertiliser N for the different defoliation systems. (GO: Grazing only; CO: Cutting only; MSI: Mixed System I; MSII: Mixed System II; SG: Simulated Grazing). Mean of 1997-2001. ( $\text{N}=\text{total fertiliser N (kg N ha}^{-1}\text{)}$ ). |    |
| Table 4.4:  | 95 |
| Calculated Myr-values for the first growth and first regrowth for the different defoliation systems. (GO: Grazing only; CO: Cutting only; MSI: Mixed System I; MSII: Mixed System II; SG: Simulated Grazing). Mean of 1997-2001.  |    |
| Table 4.5:  | 96 |
| F-values and level of significance ( $\text{Pr}>\text{F}$ ) on NyUE and gross DM yields for the different defoliation systems (GO: Grazing only; CO: Cutting only; MSI: Mixed System I; MSII: Mixed System II; SG: Simulated Grazing). Mean of 1997-2001. (sl: slurry; re: growthperiod; n: n-level).                                       |    |
| Table 4.6:  | 97 |
| F-values and level of significance ( $\text{Pr}>\text{F}$ ) on NyUE and gross DM yields for the 1 <sup>st</sup> growth and 1 <sup>st</sup> regrowth for the defoliation systems CO and MS II. (y: year; bl: replicate; sl: slurry; n: n-level).   |    |



|            |    |
|------------|----|
| Table 4.7: | 98 |
|------------|----|

Variation of NyUE and gross DM yields by coefficient of variation (CV (%)) within each N-level for the 1<sup>st</sup> growth and regrowth for the defoliation systems CO (cutting only) and MS II (mixed system II). (min-max represent the range of NyUE and DM yields for the 5 years).

|            |     |
|------------|-----|
| Table 4.8: | 100 |
|------------|-----|

Calculations of roughage diets with different crude protein contents (CP) and their impact on ruminal N balance (RNB), crude protein content (CP), fertiliser application rate and nitrate leaching load in grassland.

## **Kapitel 5**

|              |     |
|--------------|-----|
| Tabelle 5.1: | 114 |
|--------------|-----|

Variation (Variationskoeffizienten, CV in %) der Energieerträge in den Versuchsjahren 1997-2001 (TROTT, unveröffentlicht). Min entspricht dem minimalen und max dem maximalen Energieertrag.

|              |     |
|--------------|-----|
| Tabelle 5.2: | 117 |
|--------------|-----|

Regressionsgleichungen ( $\ln(y)=a+bx$ ), Bestimmtheitsmaß ( $r^2$ ) und Standardfehler (S.E.) für die Beziehung zwischen NyUE und Nitratfracht im Sickerwasser für die Nutzungssysteme Weide, Schnittnutzung, Mähweide I (MW I), Mähweide II (MW II) und Simulierte Weide (Sim. Weide). Im Mittel der Versuchsjahre 1997-2001.

## **Kapitel 1**

### **Generaleinleitung**

### **General introduction**

## **1. Generaleinleitung**

### **1.1 Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft und Agrarumweltindikatoren**

Die Diskussion um den Begriff 'Nachhaltige Entwicklung' hat seit dem Brundlandt- Report der UNO (ANONYM, 1987) fast alle gesellschaftlichen Bereiche erfasst. Zur Umsetzung einer nachhaltigen Landwirtschaft ist nach MEYER-AURICH et al. (2000) ein ganzheitlicher Ansatz erforderlich: Eine nachhaltige Landwirtschaft sollte ökologisch tragfähig, ökonomisch existenzfähig, sozial verantwortlich und Ressourcen schonend sein und dient als Basis für zukünftige Generationen (ALLEN et al., 1991). Die Landwirtschaft muss der Herausforderung, auch in Zukunft mit Hilfe der vorhandenen Ressourcen und Technologien die Bedürfnisse der ständig wachsenden Bevölkerung zu erfüllen, in erster Linie dadurch begegnen, dass sie die Produktion auf bereits bewirtschafteten Flächen steigert, gleichzeitig aber ein weiteres Vordringen auf nur begrenzt für eine landwirtschaftliche Nutzung geeignete Standorte unterlässt (ANONYM, 1997). Nach BREITSCHUH et al. (2004) ist damit verbunden, dass zum einen der Naturschutz erkennt, dass Umweltverträglichkeit und Produktivität keine Gegensätze sind und im Gegenzug die Landwirtschaft akzeptiert, dass der wirtschaftliche Erfolg innerhalb dieser Grenzen gesucht werden muss.

Mit der Umsetzung der neuen europäischen Agrarpolitik seit dem 01.01.2005 sind verschärfte Anforderungen an die Dokumentations- und Nachweispflichten für Landwirte definiert (VO EG 1782/2003; ANONYM, 2003). Dazu zählen u.a. die schlagspezifische Erfassung des Einsatzes von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln und die Einhaltung von Mindeststandards im Rahmen von Cross Compliance. Praxis und Beratung brauchen daher geeignete Indikatoren, die als Kennzahlen die Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Umwelt charakterisieren (NIEBERG et al., 1994). Ferner sollen diese die Produktionsprozesse genau abbilden und darüber hinaus die Analyse und Bewertung landwirtschaftlicher Betriebssysteme zulassen, fachlich fundierte Aussagen liefern und zur Entscheidungsfindung beitragen.

Die Funktion eines Indikators ist es, Informationen über das zu betrachtende Agrarökosystem entsprechend den Anforderungen des Nutzers zu komprimieren und in vereinfachter Form abzubilden (WALZ, 1998; MEYER-AURICH et al., 2000). Nutzer von Indikatoren können sowohl Landwirte, politische Entscheidungsträger oder auch die Gesellschaft sein. Je nach Anwendungsgebiet werden dabei Bioindikatoren (PAOLETTI, 1999), Indikatoren der Bodengesundheit bzw. der Bodenqualität (VAN BRUGGEN & SEMENOV, 2000), Agrar-Umweltindikatoren (GIRARDIN et al., 1996; 2000), Nachhaltigkeitsindikatoren (HAMBLIN, 1991) und Landschaftsindikatoren (KIRKBY et al., 2000) unterschieden.

Erstmals stellte die Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) 1994 einen Katalog von Umweltindikatoren auf, der einer ständigen

Weiterentwicklung unterliegt und inzwischen als Basis für ein international anerkanntes Meßsystem (**Driving-Force-State-Response-** (DSR) System) zur Ermittlung von Umweltzuständen gilt (u.a. ANONYM, 1993; 1998). Diese Klassifikation (vgl. Abb. 1.1) charakterisiert den Zustand der Umwelt mit sogenannten State-Indikatoren, Wirkungen des Betriebes oder des Managements auf die Umwelt gelten als Driving-Force bzw. Pressure-Indikatoren. Das Verhalten der gesellschaftlichen Akteure als Reaktion auf Umweltveränderungen oder den Umweltzustand wird durch Response-Indikatoren bezeichnet.

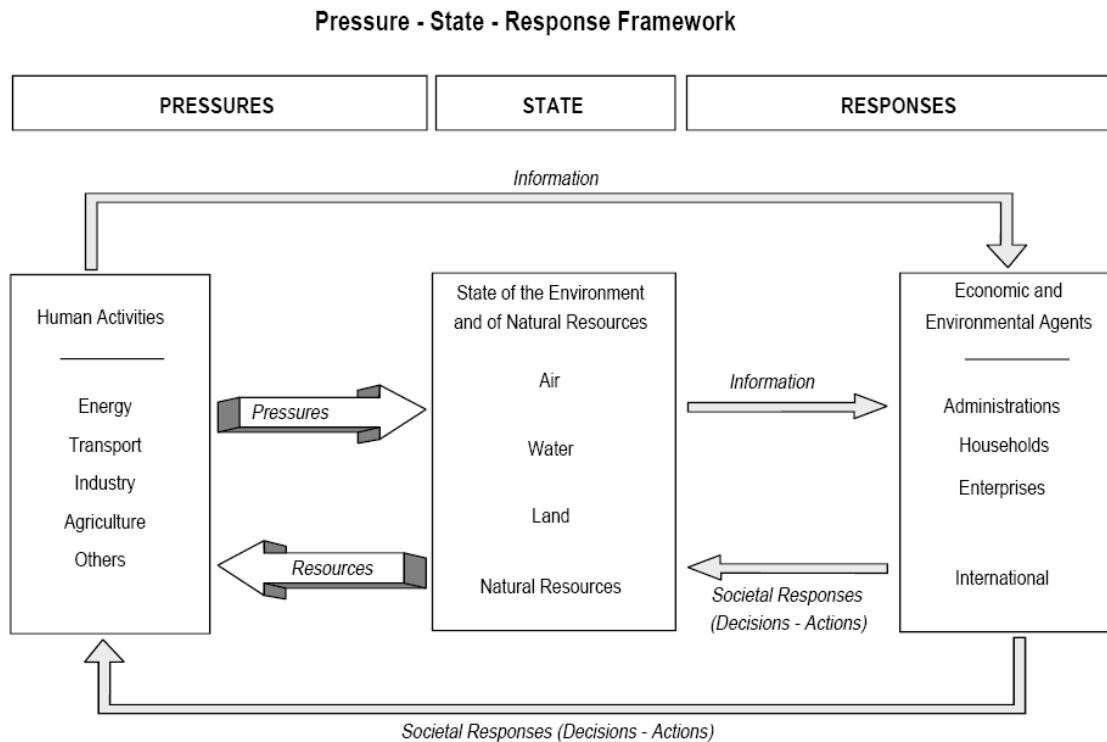


Abb. 1.1 Schematische Übersicht des DSR-Systems der OECD (nach ANONYM, 1993).

Fig. 1.1 Schematic overview of the DSR-system by OECD (ANONYM, 1993).

Indikatoren können anhand folgender Kriterien systematisiert werden (vgl. u.a. WALZ, 1998; CHRISTEN, 1999):

- Skalenniveau der Betrachtung
- Zielstellung des Indikatorsystems
- Modellgrundlage
- Regionsbezug
- Transparenz
- Aufwand der Datenbeschaffung
- Praktische Handhabung

Diese Kriterien sind auch heranzuziehen, um die Eignung einzelner Indikatoren zu beurteilen. Wesentliche Aspekte sind hierbei die Verlässlichkeit der Datengrundlage, die wissenschaftliche Absicherung, Möglichkeiten der Modellierung und die Grenzwertfähigkeit. Eine umfassende Zusammenstellung und Beurteilung einzelner Indikatoren findet sich bei CHRISTEN (1999) und CHRISTEN & O'HALLORAN-WIETHOLZ (2002).

## 1.2 Landnutzungs- und landwirtschaftliche Betriebsmodelle

Die große Bedeutung von Indikatoren als Entscheidungshilfe für eine landwirtschaftliche Produktion wird durch eine Vielzahl von Anwendungsbeispielen verdeutlicht (u.a. VAN DER WERF, 1996; BOCKSTALLER et al., 1997; LEWIS & BARDON, 1998; HÜLSBERGEN, 2003). Die Eingliederung von Indikatoren in Betriebsmodelle ist unabdingbar, um das Prinzip der Nachhaltigkeit mit geeigneten Modellen in der Praxis umzusetzen. Existierende Ansätze unterscheiden sich dabei bezüglich folgender Parameter (vgl. u.a. FARSHAD & ZINCK, 1993; BOSSHARD, 2000; KING et al., 2000; GOODLASS et al., 2003): Systemgrenze, Komplexität, Indikatorenauswahl, Anwendungsgebiet, Methodik, Grenzwertfestsetzung und Aggregation der Indikatoren.

Je nach Einsatzgebiet und Zielstellung (Wissenschaft/ Beratung/ Betriebsoptimierung/ Kontrolle) werden unterschiedliche Ansprüche an Indikatorenmodelle gestellt. Für administrative Fragestellungen stellten BERG et al. (2003) die Faktoren Einfachheit und Handhabbarkeit in den Vordergrund, um aussagekräftige, kontrollfähige und justiziable Ergebnisse zu liefern. Für landwirtschaftliche Unternehmen ist die Praktikabilität das entscheidende Kriterium, so dass aufbauend auf der Dokumentation fachlich fundierte sowie umsetzbare Aussagen zur betrieblichen Entscheidungsfindung getroffen werden können (NEHRING & KÜSTERMANN, 2003). Zur Abbildung von Einflüssen der Betriebsstruktur, der Produktionsverfahren und der Standortbedingungen im wissenschaftlichen Bereich sind Kriterien wie prozessorientierte Analyse, Systemansatz und Vernetzung von Indikatoren sowie eine hohe räumliche und zeitliche Auflösung entscheidend (HÜLSBERGEN, 2003).

Auf *Landschaftsebene* zur Anwendung kommende Ansätze unterscheiden sich in ihrer Zielstellung von Indikatorenmodellen auf landwirtschaftlicher Betriebsebene. Sie dienen der Erarbeitung und Bewertung differenzierter Optionen der Landnutzung (MÖLLER et al., 1998; JULIUS et al., 2003) und sind häufig gekoppelt mit der Bewertung agrarpolitischer Förderprogramme (WEINMANN & KUHLMANN, 2003). Das Modell RAUMIS (**R**egional differenziertes **A**grar- und **U**mwelt **I**nformations**S**ystem; WEINGARTEN, 1995) ermöglicht die Abbildung der ökonomischen und ökologischen Wirkungen durch agrarpolitische Vorgaben auf die Landwirtschaft und Umwelt. Weitere Landnutzungsmodelle sind PROLAND (**P**rognose von **L**andnutzungen), das zur Aufzeichnung von Konsequenzen bestimmter

Maßnahmen und Entwicklungen dient (MÖLLER et al., 1998; 2000). MODAM (**M**ulti-**O**bjective **D**ecision support tool for **A**groecosystem **M**anagement) stellt ein Mehrzieloptimierungssystem dar (KÄCHELE & ZANDER, 1999), welches sowohl auf einzelbetrieblicher Ebene als auch auf anderen Skalenebenen eingesetzt werden kann. Es wurde entwickelt, um agrarpolitischen Entscheidungsträgern auf verschiedenen Ebenen Informationen zu Handlungsoptionen und ihren Konsequenzen für das Agrarökosystem zu liefern.

In der *landwirtschaftlichen Praxis* angewendete und detailliert beschriebene Modelle sind u.a. das von GIRARDIN et al. (1996) entwickelte, durch BOCKSTALLER et al. (1997) weiterentwickelte Bewertungskonzept AEI (**A**gro-**E**cological **I**ndicators), in Großbritannien das computergestützte System EMA (**E**nvironmental **M**anagement for **A**griculture; LEWIS & BARDON, 1998), in den USA das Verfahren ESI (**E**nvironmental **S**ustainability **I**ndex; SANDS & PODMORE, 2000), in Deutschland das KUL-Verfahren (**K**riterien **U**mweltgerechte **L**andnutzung; u.a. ECKERT et al., 1999) und das Modell REPRO (**R**eproduktion der organischen Substanz; u.a. HÜLSBERGEN, 2003). Es existieren im Rahmen dieser Bewertungsverfahren verschiedene methodische Ansätze (BRENTUP et al., 2001).

Ökobilanzen (**L**ife **C**ycle **A**ssessment (LCA)), z.B. SALCA (**S**wiss **A**gricultural **L**ife **C**ycle **A**ssessment; GAILLARD, 2001), nehmen innerhalb der Umweltbewertungsinstrumente eine besondere Stellung ein (AUDSLEY et al., 1997). Sie zeichnen sich u.a. dadurch aus, dass sie ein möglichst großes Spektrum an Umweltwirkungen erfassen (HÜLSBERGEN, 2003), wobei jedoch ökonomische und soziale Kriterien unberücksichtigt bleiben (KALTSCHMIDT & REINHARDT, 1997). Ökobilanzen werden häufig auf der Ebene des Produktes erstellt; jedoch gibt es keine Ökobilanz, die den gesamten Lebensweg eines Produktes erfassen kann (HÜLSBERGEN, 2003). Derzeit stellt die Ökobilanz einen Bewertungsrahmen dar, wobei national und international die Standardisierung durch z.B. ISO-Normen und DIN vorangetrieben wird.

Im deutschsprachigen Raum findet das anwendungsorientierte KUL-Verfahren (ECKERT et al., 1999) eine relativ weite Verbreitung. In 5 verschiedenen Kategorien werden 30 quantifizierbare Kriterien erfasst, die anschließend zur Schwachstellenanalyse auf Betriebsebene herangezogen werden. Für jeden Indikator sind ökologische Optima bzw. kritische Belastungsgrenzen definiert, so dass die untersuchten Kategorien in einer abschließenden Boniturnote aggregiert werden, die sich an einer zugrunde gelegten Boniturskala definieren. Der landwirtschaftliche Betrieb wird als 'black-box' betrachtet.

Der Systemansatz des ebenfalls auf nationaler Ebene angewandten Modells REPRO (HÜLSBERGEN et al., 2001; HÜLSBERGEN, 2003) zielt auf die Abbildung und ökonomisch-ökologische Bewertung von Stoff- und Energieflüssen auf der Skalenebene des landwirtschaftlichen Betriebes ab. Die Simulation von Stickstoff (N)- und Kohlenstoff (C)-

Dynamiken im Boden erfolgt durch das Expertenmodell CANDY (**CA**rbon and **N**itrogen **DY**namics; FRANKO et al., 1995; 1997), welches an REPRO gekoppelt ist. REPRO beruht auf der Betrachtung des landwirtschaftlichen Betriebes in Form von Subsystemen, welche hierarchisch strukturiert und miteinander vernetzt sind. Die zugrunde liegenden Algorithmen und Parameter beruhen auf langjährigen Felduntersuchungen und Validationen auf Praxisbetrieben. Die Kalibrationsdaten des Modells stammen jedoch zum Großteil aus den Ackerbauregionen Sachsen-Anhalts; ebenso ist die Modellkonzeption als Ganzes auf Marktf Fruchtbetriebe ausgerichtet. Dies impliziert, dass REPRO weder für spezialisierte viehhaltende Betriebe noch für Standortbedingungen Norddeutschlands und anderer Regionen, deren Klima- und Bodenverhältnisse sich deutlich von den Trockengebieten Mitteldeutschlands unterscheiden, mit hinreichender wissenschaftlicher Belastbarkeit anwendbar ist.

### 1.2.1 Schwachstellen landwirtschaftlicher Betriebsmodelle

Die Quantifizierung und Bewertung von Agrar-Umweltindikatoren ist mindestens auf der Skalenebene des landwirtschaftlichen Betriebes nötig, um eine umfassende Evaluierung von Landnutzungssystemen zu gewährleisten (CHRISTEN et al., 2003). Betriebliche Ergebnisse lassen nur dann eine Bewertung zu, wenn hierfür fachlich fundierte und politisch getragene Werte existieren (HALBERG et al., 2005), die dann zur Ableitung von Betriebsentwicklungsstrategien herangezogen werden können.

Die existierenden Umweltmanagementsysteme sind nach HALBERG et al. (2005) häufig sehr stark auf den Pflanzenbau konzentriert, so dass die Tierproduktion und damit verbundene Stoffflüsse und Verluste wenig Berücksichtigung finden. Außerdem unterbleibt zumeist eine Vernetzung der einzelnen Betriebsbereiche (Boden-Pflanze-Tier). In fast allen Modellen werden vorrangig die abiotischen Umweltfaktoren berücksichtigt.

‘Black-box’-Verfahren, die lediglich die In- und Outputs eines Betriebssystems in eine Bewertung integrieren, bieten nur eingeschränkte Aussagemöglichkeiten hinsichtlich einer Schwachstellenanalyse und Betriebsoptimierung.

VAN DER WERF & PETIT (2002) kritisieren außerdem eine nicht ausreichende Validierung verwendeter Methoden, so dass durch unterschiedliche methodische Ansätze Interpretationsschwierigkeiten und damit Probleme beim Vergleich der Ergebnisse auftreten.

### **1.3 Politische und ökonomische Rahmenbedingungen zur Ableitung von Indikatoren für eine nachhaltige Grünlandbewirtschaftung**

Die Grünlandbewirtschaftung und damit auch die Produktionsrichtung Milch steht zunehmend neuen sowohl ökonomischen als auch ökologischen Rahmenbedingungen gegenüber (ANGER, 2005). Ökonomisch wirken die sinkenden Erzeugerpreise und der Zwang zur Kostenminimierung. Die Milchquote und die anhaltende Konkurrenz der ackerbaulichen Nutzung auf fakultativen Grünlandflächen sind ein weiterer Grund zur Aufgabe der Milchviehwirtschaft und bewirken damit eine Änderung des Betriebsschwerpunktes, z.B. zu extensiver Rinderhaltung. Ökologisch ist die Situation geprägt durch neue agrarpolitische Rahmenbedingungen, die auf eine nachhaltige Wirtschaftsweise ausgerichtet sind (NEETESON et al., 2004).

Die Umsetzung der europäischen Agrarreform in Deutschland im Rahmen von Cross-Compliance (ANONYM, 2003; ANONYM, 2004) ist verbunden mit einer Entkopplung der Direktzahlungen und der Bindung an verschiedene Richtlinien und festgelegte Umweltstandards, u.a. das Verbot für Dauergrünlandumbruch und der Erhalt landwirtschaftlicher Flächen in gutem ökologischen Zustand. Die Nitratrichtlinie (91/676/EWG; ANONYM, 1991) und die EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG; ANONYM, 2000) werden national durch das Bundesnaturschutzgesetz (ANONYM<sub>1</sub>, 2002) und die Düngeverordnung (ANONYM, 2006) umgesetzt und beinhalten die Vorgabe einer jährlichen schlagspezifischen Dokumentation der Nährstoffflüsse. Daraus resultieren hohe Anforderungen an die Bewirtschaftung nach den Regeln der 'guten fachlichen Praxis'.

Der Einsatz hoher Gaben an synthetischen Stickstoff (N)-Düngern und Konzentratfuttermitteln in der intensiven Grünlandbewirtschaftung ermöglicht auf der einen Seite ein hohes Niveau der Milchproduktion, das sich auf der anderen Seite aufgrund der geringen N-Ausnutzung der Wiederkäuer (VAN DER MEER, 1982) aus ökologischer Sicht in hohen Bilanzüberschüssen widerspiegelt (SCHOLEFIELD et al., 1993; SCHELLBERG & SCHOCKEMÖHLE, 2000). Die Novellierung der Düngeverordnung (ANONYM, 2006) setzt neue Grenzen maximal zu tolerierender N-Überschüsse bis zum Jahr 2011 auf  $60 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  fest, wobei derzeit auf sandigen Geeststandorten mit intensiver Milchproduktion ein Niveau von  $150\text{-}350 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  dokumentiert ist (AARTS et al., 1999; TROTT, 2003; WACHENDORF et al., 2004).

### **1.4 Indikatoren zur Bewertung der intensiven Grünlandbewirtschaftung**

Die Intensivierung der Milchproduktion der letzten Jahrzehnte in Nordwest-Europa ist durch eine nahezu lineare Steigerung der Milchleistung um  $100 \text{ kg Milch Kuh}^{-1} \text{ a}^{-1}$  gekennzeichnet (ERNST, 2001; ERNST & BERENDONK, 2003; WALTER & HEINRICH, 2003), die mit einer Abnahme der Gesamtzahl der Milchkühe und der Zahl milchviehhaltender Betriebe einhergeht (OPITZ VON BOBERFELD, 2001; WALTER & HEINRICH, 2003). Auf absoluten



Grünlandstandorten und sandigen Böden finden sich überwiegend spezialisierte Milchvieh-Futterbaubetriebe, wohingegen auf fakultativen Standorten Ackerbaubetriebe vorherrschen. Als Grundfuttermittel zur Versorgung der Milchkühe werden überwiegend Silomais und Grünlandaufwüchse genutzt. Der Futterqualität von Grünland kommt insofern die größte Bedeutung als Indikator zu, um aus ökonomischen Gründen einerseits eine hohe Grundfutterleistung zu gewährleisten und damit andererseits den Einsatz von Kraftfutter möglichst gering zu halten. Der limitierende Faktor einer hohen Milchleistung ist zumeist der Energiegehalt der Futterration (SCHWARZ, 1999; ERNST & BERENDONK, 2003). Mindestkonzentration von 6 MJ NEL kg<sup>-1</sup> TM müssen nach TAUBE (2006) erreicht werden. In den letzten Jahren konnten für intensiv genutztes Grünland die durchschnittlichen Energiegehalte von 5-5,5 auf 6-6,5 MJ NEL kg<sup>-1</sup> TM im Mittel der einzelnen Aufwüchse angehoben werden (WALTER et al., 2005). Dies ist langfristig allerdings nur mit einer hohen Nutzungshäufigkeit von 5-6 Nutzungen a<sup>-1</sup> zu gewährleisten.

Artenarme Vielschnittflächen und Mähweiden, die aufgrund von konsequenten Standortmeliorationen zusammen mit dem technologischen Fortschritt und der Rationalisierung in der Futterwerbung und -konservierung entstanden sind, machen heute den größten Anteil der Futterflächen in der intensiven Grünlandbewirtschaftung aus (DIERSCHKE & BRIEMLE, 2002). Diese sind pflanzensoziologisch meist als *Lolio- Cynosuretum*- Bestände anzusprechen (KLAPP, 1965) und an eine mittlere bis hohe Stickstoff (N)- Düngung und häufige (4-6 fache) Nutzung adaptiert. Die größte Anbaubedeutung besitzt das Deutsche Weidelgras (*Lolium perenne* L.), das als hoch produktiv und gut verdaulich in der Literatur beschrieben ist (GIBB et al., 1999; SMIT, 2005). Zudem rücken Weißklee-Gras-Bestände als low-input-Systeme vermehrt ins Interesse einer nachhaltigen Bewirtschaftung (FISHER et al., 1996; ELGERSMA, 1998; WACHENDORF, 2002).

Extensiv genutzte Grünlandflächen, die hinsichtlich der Produktivität und Futterqualität nicht mit den beschriebenen Weidelgrasgesellschaften konkurrieren können, werden im Bereich des Naturschutzes angesiedelt (vgl. ANONYM<sub>2</sub>, 2002). Ein häufig beschriebener Indikator zur Nachhaltigkeitsbewertung dieser Systeme ist die 'botanische Artenvielfalt' (HECTOR et al., 1999), der als Zielgröße im Gegensatz zur Produktionsfunktion primär die Naturschutzfunktion mit dem Ziel der Erhaltung der botanischen Diversität und wertvoller natürlicher Habitatstrukturen bedient. Ausgeprägter botanischer Artenreichtum ist für extensiv genutzte Flächen unter limitierten Umweltbedingungen bzw. low-input-Systemen dokumentiert (HECTOR et al., 1999), jedoch nicht Gegenstand der vorliegenden Arbeit, da im intensiven Grünland das primäre Ziel 'Erzeugung hochwertiger tierischer Produkte' (Produktionsfunktion) formuliert werden muss.

Ein gezieltes *Grünland-Management* auf der Grundlage einer effizienten Produktion hat zum Ziel, maximale Mengen an Grünfutter mit einer hohen Qualität mit minimalem Input an natürlichen Ressourcen und minimalen Umweltrisiken zu verbinden (VELLINGA, 2006). ONDERSTEIJN et al. (2003) beziehen in den Begriff 'Grünlandmanagement' außerdem die Umwandlung von geerntetem Grünfutter in Silage sowie die Futteraufnahme der weidenden Tiere ein. Um geeignete Bewertungskriterien für intensiv genutztes Grünland zu identifizieren, muss eine Verknüpfung der einzelnen Teilkomponenten des Betriebes (Boden, Ernteprodukte, Tiere, tierische Exkremente; SCHRÖDER et al., 2003) und eine Integration verschiedener zeitlicher Ebenen (strategisch, taktisch und operational; ONDERSTEIJN et al., 2003; DE KOEIJER et al., 2003; VELLINGA et al., 2004) erfolgen. Die strategische Ebene umfasst Aussagen zu der Betriebsstruktur und -größe, so dass Informationen über die Anbauflächenverteilung (Grünland zu Ackerflächen), Rückgewinnung bzw. Drainierung von Flächen, Besatzstärke und über das Stallsystem erfasst werden. Die Zielstellung der taktischen Ebene schließt Angaben über die jährlichen N-Applikationsmengen, Menge und Zusammensetzung von Kraftfuttermitteln, Ernte- und Lagertechnik, das Beweidungssystem, das Milchkuh zu Jungviehverhältnis und Zielwerte für Schnitt- und Weidenutzung ein. Das operationale Grünland-Management bezieht sich auf die Flächenebene und befasst sich u.a. mit der mineralischen und organischen Düngerausbringungsmenge pro Nutzung bzw. mit der Terminierung der Nutzung.

Das Interesse zur Bewertung von intensiv genutzten Grünlandflächen richtet sich überwiegend an der *ökonomischen* Optimierung des Produktionsprozesses durch eine Verbesserung der tierischen Leistung in Form von Milch und Fleisch aus, so dass besonderes Augenmerk auf den Parametern 'Ertrag' und 'Futterqualität' liegt (SANDERSON et al., 2005). Bisherige Grünlandbewertungsmethoden (VOIGTLÄNDER & VOSS, 1979) unterscheiden sich je nach Arbeitsgebiet, Herkunft und Zielsetzung. Einige fokussieren auf die Ermittlung des Futterwertes von Aufwüchsen (vgl. KLAPP, 1965; 1971), andere zielen auf eine Bewertung von Standort-, Bewirtschaftungs- und Düngungsunterschieden ab (VOIGTLÄNDER & VOSS, 1979; COSGROVE et al., 2001). Es unterbleibt zumeist eine Vernetzung der Einzelindikatoren, um eine Gesamtbewertung ausgeben und damit auf mögliche Schwachstellen hinweisen zu können.

Im Hinblick auf die Bewertung der *ökologischen* Aspekte ist für den Bereich Grünland insbesondere der abiotische Ressourcenschutz von Interesse (ANGER, 2005). Hinsichtlich der Auswahl von Nachhaltigkeitsindikatoren in diesem Bereich fehlen Indikatoren in Gesamtbetriebsmodellen bzw. resultieren Unsicherheiten aufgrund einer unzureichenden Datenerfassung. Nährstoffverluste, insbesondere durch reaktive N-Verbindungen (Nitrat aus-

waschung, gasförmige Emissionen), stellen im intensiven Milchvieh-Futterbau ein weitaus größeres ökologisches Problemfeld dar als in Ackerbausystemen. Dies ist bedingt durch das Zusammenspiel von dem je Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche i. d. R. deutlich höheren Input an Stickstoff (Mineraldünger, Wirtschaftsdünger und Futtermittel) auf Betriebsebene, der geringen N-Verwertungseffizienz und dem hohen N-Verlustrisiko aus Wirtschaftsdüngern und Exkrementen. N-Input Quellen stellen nach JARVIS et al. (1996) und WHITEHEAD (2000) einen wichtigen Einflussfaktor auf die betriebliche Bilanz dar. Für den N-Düngemiteileinsatz sind gesicherte Beziehungen sowohl zu Ertrags- und Qualitätsparameter (TROTT, 2003; TROTT et al., 2004) als auch zu den N-Verlusten (Nitratauswaschung, Lachgasemissionen) publiziert (WACHENDORF et al., 2004; DITTERT et al., 2005).

Hervorzuheben ist ferner der Einfluss des Nutzungssystems. So sind beweidete Systeme durch eine zusätzliche N-Zufuhr über tierische Exkremente sensibler hinsichtlich der Nitrat- und Lachgasemissionen als reine Schnittsysteme. Emissionen, die z.B. bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger anfallen, sind in Bewertungsansätzen zu berücksichtigen. Es ist eine enge Beziehung zwischen energetischen Indikatoren und stickstoff-spezifischen Indikatoren gegeben, da die Produktion synthetischer N-Dünger einen hohen fossilen Energieeinsatz verlangt (PATYK & REINHARDT, 1997). Energiebilanzen können daher auch Hinweise auf die Nachhaltigkeit des Düngemiteileinsatzes geben (SCHROLL, 1994). Hinsichtlich der gewählten Skalenebenen bisher definierter Indikatoren zur Bewertung des N-Kreislaufs ist festzuhalten, dass sich die N-Bilanzierung in Gesamtbetriebsmodellen zumeist auf die taktische Ebene in Form der Hoftor-Bilanz beschränkt. Für diese sind Ziel- und Grenzwerte definiert (vgl. ECKERT & BREITSCHUH, 1994; ABRAHAM, 2001; HÜLSBERGEN, 2003; BREITSCHUH et al., 2004). Für gesamtbetriebliche Vergleiche ist dieser Indikator als aussagekräftig anzusprechen, doch für kurzfristige Entscheidungsfindungen nur bedingt geeignet. In der Düngeverordnung (ANONYM, 2006) ist die Festlegung von Bilanzsalden auf der Skalenebene 'Fläche' vorgesehen.

Düngeempfehlungen werden derzeit aus Grenzertragsfunktionen abgeleitet. Um eine sowohl pflanzenbedarfsgerechte als auch tierernährungsgerechte Anpassung der Düngung zu gewährleisten, sind bereits weitere Indikatoren beschrieben (u.a. VELLINGA et al., 2004). Durch eine differenzierte Düngergabe kann eine Effizienzsteigerung des Düngemiteileinsatzes erreicht werden, um daraus resultierende N-Verluste auf das geringste Maß zu beschränken.

Es lässt sich festhalten, dass Methoden zur Bewertung der beschriebenen Kenngrößen Produktivität und Futterqualität in der intensiven Grünlandbewirtschaftung zur Erzeugung einer hohen Milchleistung ausschließlich auf die Indikatoren Trockenmasse (TM)-Ertrag, Rohprotein (RP)- und Energiegehalt konzentrieren und kausale Zusammenhänge zwischen

einzelnen Indikatoren bislang unberücksichtigt bleiben. Ferner ist die intensive Grünlandbewirtschaftung mit ökologischen Belastungen bezüglich der Beanspruchung abiotischer Ressourcen verbunden, so dass Indikatoren zur Nachhaltigkeitsbewertung von intensiv genutztem Grünland sowohl die Produktivität, die Produktqualität als auch die Umwelt- und Nährstoffeffizienz in einem Gesamtkontext vereinen und dabei die Systemebenen 'Boden-Pflanze-Tier' im landwirtschaftlichen Betrieb vernetzt abbilden muss. Damit kann in der Konsequenz aus ökologischer Sicht der Steigerung der N-Effizienz eine große Bedeutung beigemessen werden, da diese in grünlandbasierten Systemen sowohl die ökonomischen als auch die ökologischen Leistungen des Betriebes bestimmt (AARTS et al., 1992; JARVIS et al., 1996).

### **1.5 Hintergrund des Projektes**

Mit dem von der DBU (Deutsche Bundesstiftung Umwelt) ins Leben gerufenen Stipendenschwerpunkt 'Entwicklung von Indikatoren für eine nachhaltige Landnutzung' tragen derzeit neun Arbeitsgruppen verschiedener Fachrichtungen durch konzeptionelle Arbeiten zur Weiterentwicklung und Anpassung des Modells REPRO bei. Ergänzend werden weitere Projekte gefördert, die in Zusammenarbeit mit der DLG (Deutsche Landwirtschafts Gesellschaft) oder als Verbundprojekte die Wertschöpfungskette und den Naturschutz bearbeiten. Den gemeinsamen Ausgangspunkt bildet der betriebliche Stoff- und Energiehaushalt, da alle Einflüsse, die produktions- und umweltrelevant sind, enge Beziehung zu betrieblichen Stoff- und Energieflüssen aufweisen. Die bestehende Diskrepanz zwischen dem erreichten hohen Entwicklungsstand im Pflanzenbau und dem derzeit unzureichenden der Tierhaltung soll mit der Erweiterung und Anpassung bestehender und der Integration neuer Algorithmen überwunden werden. Die vollständige Beschreibung betrieblicher Stoff- und Energieflüsse wird somit neue Möglichkeiten eröffnen, landwirtschaftliche Betriebssysteme zu charakterisieren, aus der Produktion resultierende Umweltwirkungen aufzuzeigen und Optimierungsstrategien zu prüfen. Die Berücksichtigung ökonomischer und sozialer Kriterien führt außerdem zu einer umfassenderen Nachhaltigkeitsbewertung.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit sind überwiegend auf pflanzenbauliche Merkmale für die Bewertung einer intensiven Grünlandnutzung konzentriert, die in dieser Studie zumeist auf der Skalenebene der Fläche dokumentiert werden. Die Arbeit bildet aufgrund der Tatsache, dass Grünlandaufwüchse als Hauptgrundfutterkomponente der Milchkühe dienen, eine enge Vernetzung zur Tierhaltung und Tierernährung, die Eingang in das Modell REPRO finden soll. Der Bereich der Tierhaltung am Beispiel der Energieeffizienz wird durch eine weitere Arbeitsgruppe des Stipendenschwerpunktes (Agartechnik Bornim Potsdam; Prof. Dr. Brunsch; Simone Kraatz) detailliert bearbeitet, wohingegen die Tierernährung derzeit nicht im Stipendenschwerpunkt implementiert ist. Thematisch ist die Grenze der vorliegenden

Arbeit auf intensiv bewirtschaftetes Grünland gelegt. Die Ergebnisse werden der Arbeitsgruppe 'Naturschutz in einem Betriebsmanagementsystem für eine nachhaltige Landwirtschaft' (Prof. Dr. C. von Haaren, Universität Hannover; Prof. Dr. K.-J. Hülsbergen, Technische Universität München) zur Verfügung gestellt, die den Bereich des Extensivgrünlandes in ihre Untersuchungen einbeziehen.

### 1.6 Ziele der Arbeit

Vor dem beschriebenen Hintergrund ist es Ziel der vorliegenden Arbeit, (i) Agrar-Umweltindikatoren speziell für Grünlandnutzungssysteme zu entwickeln, welche anhand verschiedener Kriterien auf deren Eignung, Aussagekraft, Praxisrelevanz und Korrelation zu Umweltproblemen überprüft und validiert werden sollen. (ii) Diese Indikatoren werden auf der Skalenebene der Fläche anhand geeigneter Datensätze quantitativ bestimmt und es werden (iii) entsprechende Zielwerte formuliert.

Die Arbeit wird in Form eines dreistufigen Konzeptes umgesetzt:

In Kapitel 2 wird ein Indikatoransatz zur Bewertung der Nachhaltigkeit intensiv genutzter Grünlandbestände vorgestellt. Als Datengrundlage dienen Datensätze intensiv konventionell und ökologisch bewirtschafteter Grünlandbestände der Regionen Schleswig-Holstein und Niedersachsen. Zur Möglichkeit der Extrapolation auf alpine Regionen wird ferner ein Datensatz der Bergregion Gumpenstein betrachtet. Pflanzensoziologisch dominieren in letzterer Region Glatthaferwiesen (*Arrhenatheretalia*), die sich botanisch stark von den *Lolio-Cynosuretum*-Gesellschaften der norddeutschen Tiefebene unterscheiden.

Die praktische Anwendung soll die Sensitivität ausgewählter Indikatoren auf unterschiedliche Bewirtschaftungsverfahren und Standortbedingungen wiedergeben, um somit Schwachstellen zu identifizieren und Handlungsbedarfserfelder aufzuzeigen. Ziel ist es, ein Instrument zum Nachweis der guten fachlichen Praxis für die Bewirtschaftung von intensiv genutztem Grünland zu entwickeln, das ebenso für die Praxisberatung als auch für politische Entscheidungsträger als Bewertungsinstrument geeignet ist, um rechtzeitig Bestandesentwicklungen bewerten zu können.

Die zentrale Grundlage der Kapitel 3 und 4 stellen ausgewählte Daten aus dem 'N-Projekt Karkendamm' (TAUBE & WACHENDORF, 2000) dar. In diesem interdisziplinären Projekt wurden über einen Zeitraum von 5 Jahren die Stoff- und Energieflüsse im Milchvieh-/Futterbaubetrieb für einen weiten Gradienten pflanzenbaulicher Bewirtschaftungsintensitäten sowohl auf dem Grünland als auch im Ackerfutterbau untersucht. Es liegen umfangreiche Datensätze bezüglich der Nährstoffverwertung auf dem Grünland vor (TROT, 2003); des weiteren über die Beziehungen zwischen N-Bilanzsalden und der

Nitratauswaschung (WACHENDORF et al., 2004), zwischen der Bewirtschaftungsintensität und Denitrifikationsprozessen (DITBERT et al., 2005) sowie zwischen den Bewirtschaftungsmaßnahmen im Futterbau und der Energieeffizienz (KELM et al., 2004; KELM, 2003). Darüber hinaus sind die Effekte einer mittelfristigen Grünlandbewirtschaftung auf zentrale Parameter des Boden-C-Pools dokumentiert (KARRASCH et al., 2000).

Kapitel 3 stellt eine vergleichende Literaturstudie der Nutzungssysteme Weide und Schnitt dar. Ziel dieser Studie ist es, mittels der Indikatorenkomplexe Produktivität, Leistungsfähigkeit, N-Verlustpotential, N- sowie Energiebilanzierung und Tiergerechtheit eine umfassende Darstellung der Nachhaltigkeitsaspekte beider Nutzungssysteme als Futterbasis zur Milcherzeugung vorzunehmen. Im Hinblick auf die Bewertung der intensiven Grünlandbewirtschaftung auf der Skalenebene 'Fläche' sind dabei Schnittnutzungshäufigkeiten von 4-5 Schnitten mit 5-6 Weidezyklen pro Jahr zu vergleichen, da nur solche Mindestnutzungshäufigkeiten eine ausreichende Futterqualität für die intensive Milchproduktion sichern. Wird die Skalenebene 'Betrieb' in den Mittelpunkt der Betrachtung gerückt, so muss diese Bewertung den Vergleich der Weidehaltung zur Schnittnutzung inklusive der ganzjährigen Stallhaltung einschließen.

In Kapitel 4 wird eine Gegenüberstellung zweier Parameter (Grenzertrag und endogene N-Verwertung) zur Ableitung optimaler N-Intensitäten für verschiedene Grünlandnutzungssysteme vorgenommen. Für andere Kulturarten (u.a. Silomais) konnte bereits gezeigt werden, dass den N-Gehalten der Pflanzen eine Indikatorfunktion zuteil werden kann, um Rückschlüsse auf die optimale N-Versorgung und damit auf den N-Bedarf zu ziehen. Derzeit dienen zur Ableitung optimaler N-Düngungsempfehlungen für Grünland ausschließlich die Grenzerträge, welche aus Produktionsfunktionen berechnet werden. Ziel der Untersuchung ist es, einen aus den Rohproteingehalten abgeleiteten Indikator dem Grenzertrag gegenüberzustellen, um diesen auf seine Aussagefähigkeit, Reproduzierbarkeit und Sensitivität zu testen. Es werden zum einen verschiedene Managementebenen (taktisch und operational) und zum anderen verschiedene Nutzungssysteme betrachtet. Für beide Indikatoren werden optimale N-Intensitäten berechnet, die anschließend ausführlich hinsichtlich ihres Beitrages zur Reduzierung von N-Emissionen diskutiert werden.

## 1.7 Literatur

- AARTS, H.F.M., BIEWINGA, E.E. & H. VAN KEULEN, 1992: Dairy farming systems based on efficient nutrient management. *Netherlands Journal of Agricultural Science* **40**, 285-299.
- AARTS, H.F.M., HABEKOTTÉ, B. & H. VAN KEULEN, 1999: Limits to intensity of milk production in sandy areas in The Netherlands. *Netherlands Journal of Agricultural Science* **47**, 263-277.
- ABRAHAM, J., 2001: Auswirkungen von Standortvariabilitäten auf den Stickstoffhaushalt ackerbaulich genutzter Böden unter Berücksichtigung der Betriebsstruktur, der standortspezifischen Bewirtschaftung und der Witterungsbedingungen. Dissertation. Landwirtschaftliche Fakultät, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Shaker Verlag Aachen.
- ALLEN, P., VAN DUSEN, D., LUNDY, J. & S. GLIESSMAN, 1991: Expanding the definition of sustainable agriculture. *Journal of Alternative Agriculture* **6**, 34-39.
- ANGER, M., 2005: Möglichkeiten und Grenzen der nachhaltigen Bewirtschaftung von Grünlandsystemen. In: Landwirtschaftliche Fakultät Bonn (Hrsg.) Schriftenreihe des Lehr- und Forschungsschwerpunktes "Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft" **130**, 14-31.
- ANONYM, 1987: WCED (The world commission on Environment and Development (eds.)) Our common future (Brundtland-Report). Oxford University Press.
- ANONYM, 1991: Nitratrichtlinie: Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft Nr. L 375.
- ANONYM, 1993: OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development (eds.)) OECD Core Set of indicators for environmental performance reviews. Environmental Monographs No. 83. Paris, France.
- ANONYM, 1997: BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) Agenda 21. Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro – Dokumente. 2. Aufl. Bonn.
- ANONYM, 1998: OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development (eds.)) Towards sustainable development – Environmental indicators. Paris.
- ANONYM, 2000: Wasserrahmenrichtlinie: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft Nr. L 327.
- ANONYM, 2002: Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG)- Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege, BGBl I 2002, 1193. Stand vom 09.12.2006.

- ANONYM<sub>2</sub>, 2002: Grünlandbewirtschaftung- produktiv und umweltverträglich. In: DLG (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e.V. (Hrsg.)) Merkblatt **328**. DLG-Verlag. Frankfurt.
- ANONYM, 2003: Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 des Rates vom 29. September 2003 mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe (Amtsblatt Nr. L 270 vom 21.10.2003, 1 – 69).
- ANONYM, 2004: Verordnung (EG) Nr. 796/2004 der Kommission vom 21. April 2004 mit Durchführungsbestimmungen zur Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen, zur Modulation und zum Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem nach der Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 des Rates mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe (Amtsblatt Nr. L 141 vom 30.4.2004, 18 – 58).
- ANONYM, 2006: Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung). Bundesgesetzblatt Jahrgang 2006, Teil I Nr. 2, ausgegeben am 13.01.2006.
- AUDSLEY, E., ALBER, S., CLIFT, R., COWELL, S., CRETAAZ, P., GAILLARD, G., HAUSHERR, J., JOLLIET, O., KLEIJN, R., MORTENSEN, B., PEARCE, D., ROGER, E., TEULON, H., WEIDEMA, B. & H. VON ZEIJTS, 1997: Harmonisation of environmental Life Cycle Assessment for Agriculture. Concerted Action AIR3-CT94-2028. Silsoe Research Institute, Silsoe, UK.
- BERG, M., EISELE, J.A. & L. SCHULZE PALS, 2003: Umweltindikatoren als Element agrarpolitischer Maßnahmen- Möglichkeiten und Grenzen aus Sicht der Administration. *Agrarspectrum* **36**, 85-96.
- BOCKSTALLER, C., GIRARDIN, P. & H.M.G. VAN DER WERF, 1997: Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. *European Journal of Agronomy* **7**, 261-270.
- BOSSHARD, A., 2000: A methodology and terminology of sustainability assessment and its perspectives for rural planning. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **77**, 29-41.
- BREITSCHUH, G., ECKERT, H., FEIGE, H., GERNAND, U. & D. SAUERBECK, 2004: Entwicklung eines Umweltcontrolling-/ Umweltoptimierungssystems in der Landwirtschaft. Forschungsbericht 201 94 108. *UBA Texte* **17/04**.
- BRENTROP, F., KÜSTERS, J., KUHLMANN, H. & J. LAMMEL, 2001: Application of the Life Cycle Assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilisers. *European Journal of Agronomy* **14**, 221-233.



- CHRISTEN, O., 1999: Nachhaltige Landwirtschaft – Von der Ideengeschichte zur praktischen Umsetzung. In: Schriftenreihe des Instituts für Landwirtschaft und Umwelt (Hrsg.) Heft **1/1999**. Bonn.
- CHRISTEN, O. & Z. O'HALLORAN-WIETHOLZ, 2002: Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft. In: Schriftenreihe des Instituts für Landwirtschaft und Umwelt (Hrsg.) Heft **3/2002**. Bonn.
- CHRISTEN, O., HÜLSBERGEN, K.-J. & W. HEYER, 2003: Umweltindikatoren als Element agrarpolitischer Maßnahmen- Möglichkeiten und Grenzen aus Sicht der pflanzlichen Produktion. *Agrarspectrum* **36**, 79-84.
- COSGROVE, D., CROPPER, J. & D. UNDERSANDER, 2001: Guide to Pasture Condition Scoring & Pasture Condition Score Sheet. USDA-NRCS Grazing Lands Technical Institute.
- DE KOIJER, T.J., WOOSINK, G.A.A., SMIT, A.B., JANSSENS, S.R.M., RENKEMA, J.A. & P.C. STRUIK, 2003: Assessment of the quality of farmer's environmental management and its effects on resource use efficiency: a Dutch case study. *Agricultural systems* **78**, 85-103.
- DIERSCHEKE, H. & G. BRIEMLE, 2002: Kulturgrasland- Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. Ulmer Verlag. Stuttgart.
- DITBERT, K., LAMPE, C., GASCHKE, R., BUTTERBACH-BAHL, K., WACHENDORF, M., PAPEN, H., SATTELMACHER, B. & F. TAUBE, 2005: Short-term effects of single or combined application of mineral N fertilizer and cattle slurry on the fluxes of radiatively active trace gases from grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry* **37**, 1665-1674.
- ECKERT, H. & G. BREITSCHUH, 1994: Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft (KUL)- Eine Methode zur Analyse und Bewertung der ökologischen Situation von Landwirtschaftsbetrieben. *Archiv für Acker-und Pflanzenbau und Bodenkunde* **38**, 149-163.
- ECKERT, H., BREITSCHUH, G. & D. SAUERBECK, 1999: Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung (KUL)- ein Verfahren zur ökologischen Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben. *Agribiological Research* **52**, 57-84.
- ELGERSMA, A., 1998: Recent advances in grassland agronomy. *Grassland Science in Europe* **3**, 607-618.
- ERNST, P., 2001: Grünlandmanagement für Hochleistungstiere aus pflanzenbaulicher Sicht. *DLG- Grünlandtagung 2001 in Bitburg*. 13-17.
- ERNST, P. & C. BERENDONK, 2003: Nutzungsmanagement für eine qualitätsorientierte Futterproduktion bei hoher tierischer Leistung. *DLG-Grünlandtagung 2001 in Haus Riswick, Kleve*. 53-60.
- FARSHARD, A. & J.A. ZINCK, 1993: Seeking agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **47**, 1-12.

- FRANKO, U., OELSCHLÄGEL, B. & S. SCHENK, 1995: Modellierung von Bodenprozessen in Agrarlandschaften zur Untersuchung der Auswirkungen möglicher Klimaveränderungen. Umweltforschungszentrum Leipzig. *UFZ-Bericht* **3**/1995.
- FRANKO, U., CROCKER, G.J., GRACE, P.R., KLÍR, J., KÖRSCHENS, M., POULTON, P.R. & D.D. RICHTER, 1997: Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using the CANDY model. *Geoderma* **81**, 109-120.
- FISHER, G.E.J., BAKER, L.J. & G.E.D. TILEY, 1996: Herbage production from swards containing a range of grass, forbs and clover species under extensive management. *Grass and Forage Science* **51**, 58-72.
- GAILLARD, G., 2001: Betriebliche und sektorale Ökobilanzen-Methode und Resultate. *Informationstagung Agrarökonomie*, Sept. 2001. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau. Zürich-Reckenholz.
- GIBB, M.J., HUCKLE, C.A., NUTHALL, R. & A.J. ROOK, 1999: The effect of physiological state (lactating or dry) and sward surface height on grazing behaviour and sward surface height on grazing behaviour and intake by dairy cows. *Applied Animal Behaviour Science* **63**, 269-287.
- GIRARDIN, P., BOCKSTALLER, C. & H.M.G. VAN DER WERF, 1996: Evaluation of the sustainability of a farm by means of indicators. In: BEHL, R.K., GUPTA, A., KHURANA, A.L. & A. SINGH (eds.) *Resource management in fragile environments*. CCS HAU, Hisar & MMB, New Dehli, 280-296.
- GIRARDIN, P., BOCKSTALLER, C. & H.M.G. VAN DER WERF, 2000: Assessment of potential impacts of agricultural practices on the environment: the AGRO ECO method. *Environmental Impact Assessment Review* **20**, 227-239.
- GOODLASS, G., HALBERG, N. & G. VERSCHUUR, 2003: Input output accounting systems in the European community- an appraisal of their usefulness in raising awareness of environmental problems. *European Journal of Agronomy* **20**, 17-24.
- HAMBLIN, A., 1991: Environmental indicators for sustainable agriculture. Bureau of rural Resources, Report on a Workshop, Nov. 1991, Canberra, Australia.
- HALBERG, N., VERSCHUUR, G. & G. GOODLASS, 2005: Farm level environmental indicators; are they useful? An overview of green accounting systems for European farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **105**, 195-212.

- HECTOR, A., SCHMID, B., BEIERKUHNLEIN, C., CALDEIRA, M.C., DIEMER, M., DIMITRAKOPOULOS, G., FINN, J.A., FREITAS, H., GILLER, P.S., GOOD, J., HARRIS, R., HÖGBERG, P., HUSS-DANNELL, H., JOSHI, J., JUMPPONEN, A., KÖRNER, C., LEADLEY, W., LOREAU, M., MINNS, A., MULDER, C.P.H., O'DONOVAN, G., OTWAY, S.J., PEREIRA, J.S., PRINZ, A., READ, D.J., SCHERER-LORENZEN, M., SCHULZE, E.-D., SIAMANTZIOURAS, A.-S. D., SPEHN, E.M., TERRY, A.C., TROUMBIS, A.Y., WOODWARD, F.I., YACHI, S., & J.H. LAWTON, 1999: Plant Diversity and Productivity Experiments in European Grasslands. *Science* **286**, 1123-1127.
- HÜLSBERGEN, K.-J., FEIL, B., BIERMANN, S., RATHKE, G. W., KALK, W. D. & W. DIEPENBROCK, 2001: A method of energy balancing in crop production and its application in a long-term fertilizer trial. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **86**, 303-321.
- HÜLSBERGEN, K.-J., 2003: Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Habilitationsschrift. Landwirtschaftliche Fakultät der Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg. Shaker Verlag Aachen.
- JARVIS, S.C., WILKINS R.J. & B.F. PAIN, 1996: Opportunities for reducing the environmental impact of dairy farming managements: a system approach. *Grass and Forage Science* **51**, 21-31.
- JULIUS, C., MÖLLER, C., OSTERBURG, B. & S. SIEBER, 2003: Indikatoren einer nachhaltigen Landwirtschaft im Regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystem für die Bundesrepublik Deutschland. *Agrarwirtschaft- Zeitschrift für Betriebswirtschaft, Marktforschung und Agrarpolitik* **52**, 185-194.
- KÄCHELE, H. & P. ZANDER, 1999: Der Einsatz des Entscheidungshilfesystems MODAM zur Reduzierung von Konflikten zwischen Naturschutz und Landwirtschaft am Beispiel des Nationalparks 'Unteres Odertal'. *Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e.V.* **35**, 191-198.
- KALTSCHMITT, M. & A. REINHARDT, 1997: Nachwachsende Energieträger. Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung. Vieweg Verlag. Braunschweig und Wiesbaden.
- KARRASCH, M., WACHENDORF, C. & F. TAUBE, 2000: Der Einfluss der Beweidung auf die Höhe labiler Kohlenstoff- und Stickstoff-Fraktionen in humosen Oberböden. *Tagungsband der 44. Jahrestagung der AG Grünland und Futterbau in der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften in Kiel*, 209-212.
- KELM, M., 2003: Strategies for sustainable agriculture with particular regard to productivity and fossil energy use in forage production and organic arable farming. Dissertation. Universität Kiel. *Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*, **34**.

- KELM, M., WACHENDORF M., TROTT H., VOLKERS K. & F. TAUBE, 2003: Energieeffizienz im Futterbau – Ergebnisse aus dem N-Projekt Karkendamm. In: KAUTER, D., KÄMPF A., CLAUPEIN, W. & W. DIEPENBROCK (Hrsg.) *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften* **15**, 202-204.
- KING, C., GUNTON, J., FREEBAIRN, D., COUTTS, J. & I. WEBB, 2000: The sustainability indicator industry: where to from here? A focus group study to explore the potential of farmer participation in the development of indicators. *Australian Journal of Experimental Agriculture* **40**, 631-642.
- KIRKBY, M.J., LE BISSONNAIS, Y., COULTHARD, T.J., DAROUSSIN, J. & M.D. MCMAHON, 2000: The development of land quality indicators for soil degradation by water erosion. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **81**, 125-135.
- KLAPP, E. 1965: Grünlandvegetation und Standort. Verlag Paul Parey, Berlin.
- KLAPP, E., 1971: Wiesen und Weiden. Verlag Paul Parey, Berlin.
- LEWIS, K.A. & K.S. BARDON, 1998: A computer-based informal environmental system for agriculture. *Environmental Modelling & Software* **13**, 123-137.
- MEYER-AURICH, A., OSINSKI, E., MATTHES, U., WEINFURTER, K. & G. GERL, 2000: Ein Ziel- und Indikatorensystem zur Entwicklung von Handlungsempfehlungen für eine nachhaltige Landwirtschaft im Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM). *VDLUFA-Schriftenreihe* **53/2000**, Teil VI, 31-38.
- MÖLLER, D., KIRSCHNER, M., WEINMANN, B. & F. KUHLMANN, 1998: Regionale Landnutzungsplanung und GIS: Bioökonomische Modellierung zur Unterstützung politischer Entscheidungsprozesse mit ProLand. *Berichte der Gesellschaft für Informatik der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft* **11**, 98-104.
- MÖLLER, D., WEINMANN, B. & F. KUHLMANN, 2000: Zur Bedeutung von Umweltauflagen für die räumliche Verteilung land- und forstwirtschaftlicher Nutzungssysteme: GIS-basierte Modellierung mit ProLand. *Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e.V.* **36**, 213-220.
- NEETESON, J., SCHRÖDER, J. & C. JAKOBSSON, 2004: Drivers towards sustainability: why change? In: HATCH, D., CHADWICK, D., JARVIS, S.C. & J. ROKER (eds.) Controlling nitrogen flows and losses, Wageningen Academic Publishers, 29-38.
- NEHRING, W. & B. KÜSTERMANN, 2003: Anwendung von 'REPRO' im Praxisbetrieb. In: GIRNAU, M., HÖVELMANN, L., WAHMHOF, W., WOLF, W. & H. WURL (Hrsg.) Nachhaltige Agrar- und Ernährungswirtschaft. Erich Schmidt Verlag, 109-119.
- NIEBERG, H., ISERMAYER, F. & H. VON MÜNCHHAUSEN, 1994: Möglichkeiten und Grenzen der Verwendung von Agrar-Umweltindikatoren in agrarökonomischen Analysen und in der Agrarpolitik. In: Institut für Betriebswirtschaft der FAL Braunschweig (Hrsg.) Arbeitsbericht **6/94**.

- ONDERSTEIJN, C.J.M., BELDMAN, A.C.G., DAATSELAAR, C.H.G., GIESEN, G.W.J. & R.B.M. HUIRNE, 2003: Farm structure or farm management: Effective ways to reduce nutrient surpluses on dairy farms and their financial impacts. *Livestock Production Science* **84**, 171-181.
- OPITZ VON BOBERFELD, W., 2001: Grünlandumwidmung: von konventioneller Milch- zur ökologischen Fleischerzeugung. *DLG- Grünlandtagung 2001 in Bitburg*. 27-37.
- PAOLETTI, M.G., 1999: The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **74**, 137-155.
- PATYK, A. & G.A. REINHARDT, 1997: Düngemittel: Energie- und Stoffstrombilanzen. Vieweg Verlag, Wiesbaden.
- SANDERSON, M.A., SODER, K.J., MULLER, L.D., KLEMENT, K.D., SKINNER, R.H. & S.C. GOSLEE, 2005: Forage mixture productivity and botanical composition in pasture grazed by dairy cattle. *Agronomy Journal* **97**, 1465-1471.
- SANDS, G.R. & T.H. PODMORE, 2000: A generalized environmental sustainability index for agricultural systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **79**, 29-41.
- SHELLBERG, J. & F.J. SCHOCKEMÖHLE, 2000: Optimizing milk production on dairy farms primarily based on permanent grassland. *Grassland Science in Europe* **5**, 302-305.
- SCHOLEFIELD, D., TYSON K.C., GARWOOD A.C., ARMSTRONG A.C., HAWKINS, S.J. & A. STONE, 1993: Nitrate leaching from grazed grassland swards: effects of fertilizer input, field drainage, age of sward and patterns of weather. *Journal of Soil Science* **44**, 601-613
- SCHRÖDER, J.J., AARTS, H.F.M., TEN BERGE, H.F.M., VAN KEULEN, H. & J. NEETESON, 2003: An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *European Journal of Agronomy* **20**, 33-44.
- SCHROLL, H., 1994: Energy-flow and ecological sustainability in Danish agriculture. *Agriculture Ecosystems and Environment* **51**, 301-310
- SCHWARZ, F., 1999: Kann die Qualität des Grundfutters der Leistungssteigerung in der Milchviehhaltung folgen? *DLG- Grünlandtagung 1999 in Betzigau*. 29-41.
- SMIT, H., 2005: Perennial ryegrass for dairy cows: Effects of cultivar on herbage intake during grazing. Ph.D. Thesis. Wageningen University. Wageningen, The Netherlands.
- TAUBE, 2001: N-Bilanzsalden auf Grünland- Ein Indikator für die gute fachliche Praxis. *DLG- Grünlandtagung 2001 in Bitburg*. 5-13.
- TAUBE, F. & M. WACHENDORF, 2000: The Karkendamm Project: A systems approach to optimize nitrogen use efficiency on the dairy farm. In: SØEGAARD, K., OHLSSON, C., SEHESTED, J., HUTCHINGS, N. J. & T. KRISTENSEN (eds.) *Grassland Farming- Balancing environmental and economic demands. Grassland Science in Europe* **5**, 449-451.

- TAUBE, 2006: Futterqualität, Genotyp- Umwelt- Nutzung- Interaktionen. Vorlesungsskript. Modul 17 Grünland und Futterbau. Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Fakultät der CAU Kiel.
- TROTT, H., 2003: Mittelfristige Auswirkungen einer variierten Bewirtschaftungsform und N- Intensität auf Leistungsparameter und die Stickstoffbilanz von Dauergrünland. Dissertation. Universität Kiel. *Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*, **28**.
- TROTT, H., WACHENDORF, M., INGWERSEN, B. & F. TAUBE, 2004: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. I. Impact of defoliation system and nitrogen input on performance and N balance of grassland. *Grass and Forage Science* **59**, 41-55.
- VAN BRUGGEN, A.H.C. & A.M. SEMENOV, 2000: In search of biological indicators of soil health and disease suppression. *Applied Soil Ecology* **15**, 13-24.
- VAN DER MEER, H.G., 1982: Effective use of nitrogen on grassland farms. In: CORRALL, A.J. (ed.) *Proceedings of the 9<sup>th</sup> General Meeting of the European Grassland Federation*, 61-68.
- VAN DER WERF, H.M.G., 1996: Assessing the impact of pesticides on the environment, *Agriculture, Ecosystems and Environment* **60**, 81-96.
- VAN DER WERF, H.M.G. & J. PETIT, 2002: Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **93**, 131-145.
- VELLINGA, T., 2006: Nitrogen management and grassland utilisation in intensive dairy farming systems. Ph.D. Thesis. Wageningen University. Wageningen, The Netherlands.
- VELLINGA, T., ANDRE, G., SCHILS, R.L.M. & O. OENEMA, 2004: Operational nitrogen fertiliser management in dairy farming systems: Identification of criteria and derivation of fertiliser application rates. *Grass and Forage Science* **59**, 364-377.
- VOIGTLÄNDER, G. & N. VOSS, 1979: Methoden der Grünlanduntersuchung und –bewertung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- WACHENDORF, M. & F. TAUBE, 2001: Artenvielfalt, Leistungsmerkmale und bodenchemische Kennwerte des Dauergrünlands im konventionellen und ökologischen Landbau in Nordwestdeutschland. *Pflanzenbauwissenschaften* **5**, 75-86.
- WACHENDORF, M., 2002: Umwelt- und Managementeffekte auf Leistungsparameter und die Überwinterung von Weißklee/Gras-Gemengen. Habilitationsschrift. Universität Kiel. Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.

- WACHENDORF, M., BÜCHTER, M., TROTT, H. & F. TAUBE, 2004: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. II. Impact of defoliation system and nitrogen input on nitrate leaching losses. *Grass Forage Science* **59**, 56-68.
- WALTER, K. & I. HEINRICH, 2003: Die Entwicklung der Milchleistung, ihre einzelbetrieblichen Voraussetzungen und Antriebskräfte- ermittelt aus Daten norddeutscher Betriebe mit intensiver Milchviehhaltung. *Berichte über Landwirtschaft* **3**, 346-373.
- WALTER, K., BOCKISCH, F.-J., OHRTMANN, J. & J. THOMSEN, 2005: Entwicklung der Milchleistung, des Kraftfuttereinsatzes und der Grundfutterqualität. *Landbauforschung Völkenrode* **55**, 119-126.
- WALZ, R., 1998: Grundlagen für ein nationales Umweltindikatorensystem: Erfahrungen mit der Weiterentwicklung des OECD-Ansatzes. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* **11**, 252-265.
- WEINGARTEN, P., 1995: Das "Regionalisierte Agrar- und Umweltinformationssystem für die Bundesrepublik Deutschland" (RAUMIS), *Berichte über Landwirtschaft* **73**, 272-303.
- WEINMANN, B. & F. KUHLMANN, 2003: Neue Herausforderungen der Landnutzungsmodellierung: Standorttheoretische Überlegungen zur Abbildung der Multifunktionalität von Landschaften. *43. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V.*, Hohenheim, Oktober 2003.
- WHITEHEAD, D.C., 2000: Nutrient elements in grassland: soil-plant-animal relationships. CAB International. Wallingford, UK.

## **Kapitel 2**

**Ein Indikatoransatz zur Bewertung der Nachhaltigkeit von intensiv genutzten  
Grünlandbeständen**

**An indicator-based approach for assessing sustainability of intensively  
managed grassland**

**Katharina Treyse, Michael Kelm, Hela Mehrtens & Friedhelm Taube**

**akzeptiert zur Publikation in  
*Berichte über Landwirtschaft***



## 2.1 Zusammenfassung

Die Erhaltung von Dauergrünland stellt im Rahmen von Cross Compliance ein zentrales Ziel in der Agrar- und Umweltpolitik der EU dar, das durch hohe Anforderungen an die gute fachliche Praxis ergänzt wird. Dies setzt eine nachhaltige Bewirtschaftung voraus, um die Degradierung von Grünlandbeständen und in der Konsequenz einen Grünlandumbruch und damit verbundene negative ökologische Effekte zu verhindern.

Ziel der vorliegenden Studie ist es, einen Indikatoransatz zur Abschätzung des Leistungs- und Qualitätspotentiales zur Nachhaltigkeitsbewertung von intensiv genutztem Grünland, das vornehmlich als Grundfutter für die Produktionsrichtung Milch dient, zu formulieren und diesen auf seine Praxistauglichkeit zu testen. An die Auswahl der Indikatoren wurden die Anforderungen einer einfachen Datenerhebung verbunden mit geringen Kosten, eine einfache Umsetzbarkeit (Benutzerfreundlichkeit) in der Praxis und die Reproduzierbarkeit gestellt.

Der hier präsentierte Indikatoransatz berücksichtigt Parameter der botanischen Bestandeszusammensetzung, des Ertrages und der Futterqualität sowie den Leguminosenanteil, den Rohprotein-Gehalt und die Bodennährstoffversorgung. Anhand von Bewertungsfunktionen werden die formulierten Indikatoren quantifiziert und dienen anschließend dazu, eine Schwachstellenanalyse der Grünlandbewirtschaftung durchzuführen und damit Problemfelder zu identifizieren. Ferner kann durch eine aggregierte Gesamtbewertung ein Vergleich der Nachhaltigkeit verschiedener Systeme durchgeführt werden.

Zur Prüfung der praktischen Anwendbarkeit dienten drei Untersuchungsregionen (Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Gumpenstein) als Datengrundlage. Es zeigt sich, dass die aufgestellten Indikatoren zur Nachhaltigkeitsbewertung auf intensiv konventionell und ökologisch bewirtschafteten Flächen geeignet sind, jedoch bei extensiver Grünlandnutzung ergänzend Indikatoren im Sinne der Multifunktionalität des Grünlandes formuliert werden müssen.

**Schlüsselworte: Indikatoren, Nachhaltigkeit, intensives Grünland, Bewertungsansatz**

### Summary

The conservation of permanent grassland is a major target in the European environmental policy of cross compliance. Therefore the sustainable management of grassland is important to prevent degradation processes and resowing. Aim of the study was an implementation of indicators to evaluate sustainability of intensively managed grassland. The selection criterias of indicators were easy data collection for minimising costs, easy handling for users and repeatability.

The methodology of the presented indicator-based approach considers parameters already used in other studies (yield, species composition, forage quality) and is extended by parameters like content of legumes, crude protein content and soil nutrient status.

Three datasets from Schleswig-Holstein, Lower Saxony and Austria were displayed by a weighting function, offering the possibility for finding chinks. A complete evaluation was performed to compare the sustainability of grassland systems. Our findings clearly show, that for intensive conventional and organic managed grassland evaluated indicators are of great evidence but this approach has to be extended for extensively used grassland to figure the multifunctionality of grassland.

**Keywords: Indicators, sustainability, intensive grassland, assessment approach**

## 2.2 Einleitung

Die Umsetzung von Umweltstandards in der Agrar- und Umweltpolitik erfolgt derzeit zum einen über verpflichtende Standards der 'Guten fachlichen Praxis' (GfP) und zum anderen über die Beschlüsse zur Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) mit der VO (EG) Nr. 1782/2003 (ANONYM<sub>1</sub>, 2003), auch als Cross Compliance bekannt. Für den Bereich Grünland und Futterbau entstehen Anforderungen an den Erhalt der landwirtschaftlichen Flächen in gutem ökologischem Zustand (Anhang IV) und die Erhaltung von Dauergrünland (Durchführungsverordnung (EG) Nr. 796/2004; ANONYM, 2004). Sowohl die aktuellen Diskussionen um eine Nachhaltigkeitsbewertung verschiedener Landnutzungssysteme als auch Einzelstudien verweisen auf die Notwendigkeit der Auswahl und Anwendung geeigneter Informationssysteme, sei es in Form von Einzelindikatoren (z.B. N-Saldo, Humusbilanz, Energiebilanz) oder als indikatorgestütztes Gesamtbetriebsmodell (REPRO (Reproduktion der organischen Bodensubstanz); HÜLSBERGEN, 2003; KUL (Kriterien umweltverträglicher Landnutzung)/ USL (Umweltsicherungssystem Landwirtschaft); ECKERT & BREITSCHUH, 1994). Diese dienen dazu, neue umweltpolitische Forderungen und Grenzwerte in die Praxis umzusetzen und für die Beratung und Administration kontrollierbar zu machen.

Die Multifunktionalität des Grünlandes kommt u.a. dahingehend zum Ausdruck, dass im Vergleich zu annuellen Ackerkulturen mehrjährige Grünlandbestände positive Funktionen hinsichtlich Boden- und Wasserschutz (ANONYM, 2002), Biotopschutz (LÜTKE ENTRUP et al., 2003) und als CO<sub>2</sub>-Senke (ANONYM, 2002) erfüllen. Die Diskussion um eine leistungsorientierte Futterproduktion hat sich in den vergangenen Jahren in Nordwesteuropa zunehmend auf die Frage zur Umwandlung von Dauergrünland zugunsten einer ackerbaulichen bzw. ackerfutterbaulichen Nutzung konzentriert (CONIJN et al., 2002), da auf dem Acker deutlich höhere Futtererträge und insbesondere ein höherer energetischer

Futterwert realisiert werden können als auf dem Dauergrünland (SØEGAARD et al., 2002). Dies hat dazu geführt, dass im vergangenen Jahrzehnt Grünland zu nicht unerheblichen Flächenanteilen in eine ackerbauliche Nutzung überführt wurde. Für Deutschland ist ein Rückgang der Dauergrünlandflächenanteile von 1995-2005 von 30,5 auf 28,9 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) dokumentiert (ANONYM<sub>1</sub>, 2005). Ein Grünlandumbruch beinhaltet erhebliche Konsequenzen für die Nährstoffdynamik, erhöhte Nährstoffverluste, reduzierte Wasserspeicherkapazität der Böden, negative Auswirkungen auf das Bodengefüge, die Kohlenstoff- und Humusspeicherung, und andere umweltrelevante Parameter.

Dies impliziert, dass dem Erhalt von persistenten leistungsfähigen Dauergrünlandbeständen besondere Bedeutung zukommen muss, das durch die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) in der VO (EG) Nr. 1782/2003 (ANONYM<sub>1</sub>, 2003) geregelt ist.

Zur Bewertung von Grünlandbeständen hinsichtlich einer nachhaltigen Bewirtschaftung im Sinne der Produktionsfunktion sind verschiedene Methoden beschrieben. Visuelle Methoden zur Erfassung potentieller Erträge und Futterqualitäten über die Bestandeszusammensetzung und -kartierung sind u.a. die Ertragsanteilschätzung nach KLAPP (1965) und als bereits in der Praxis etabliertes indikatorgestütztes Verfahren der sogenannte Pasture Condition Score (COSGROVE et al., 2001; SANDERSON et al., 2005). Letzterer berücksichtigt zur Bewertung von Grünlandbeständen zehn Indikatoren, die Aussagen zur Bestandeszusammensetzung, Bestandesstruktur und Bewirtschaftungseinflüssen auf den Standort liefern, wobei gemessene qualitative Merkmale, wie Ertragsleistung und Futterqualität, unberücksichtigt bleiben.

Neben der rein futterbaulichen Nutzung (Produktionsfunktion) kommen dem Grünland weitere Funktionen insbesondere im Natur- und Umweltschutz zu. Der Indikator 'botanische Diversität' ist häufig zur Nachhaltigkeitsbewertung beschrieben und bedient als Zielgröße im Gegensatz zur Produktionsfunktion primär die Naturschutzfunktion mit dem Ziel der Erhaltung botanischen Artenreichtums und wertvoller Habitatstrukturen. Dies kommt u.a. dadurch zum Ausdruck, dass die monetäre Wertschöpfung artenreicher und naturschutzrelevanter Grünlandflächen primär durch Transferzahlungen zur Erhaltung dieser Pflanzengesellschaften realisiert wird und nicht durch die Vermarktung tierischer Produkte. Ausgeprägter botanischer Artenreichtum ist an limitierende Umweltbedingungen (z.B. nährstoffarme Böden; keine Düngung) gebunden (HECTOR et al., 1999; TILMANN et al., 1999; SANDERSON et al., 2005).

Artenreiche Grünlandgesellschaften waren bis Mitte der 1960-Jahre insbesondere auf wenig produktiven Standorten dominierend. Demgegenüber hat die seit Mitte der 70-er Jahre des letzten Jahrhunderts zunehmende Intensivierung (ANONYM<sub>1</sub>, 1999) im intensiven Futterbau

zu artenarmen Grünlandbeständen geführt (GIBB et al., 1999; WACHENDORF & TAUBE, 2001; SMIT, 2005), die an eine mittlere bis hohe Stickstoff (N)-Düngung und häufige (4-6 fache) Nutzung adaptiert sind. Pflanzensoziologisch sind diese Bestände als *Lolio-Cynosuretum*-Grünlandgesellschaften einzuordnen. Außerdem rücken zunehmend an eine hohe Nutzungsfrequenz aber reduzierte N-Düngung angepasste Weißklee-Gras-Bestände ins Interesse einer nachhaltigen Bewirtschaftung (TAUBE et al., 1995; FISHER et al., 1996; ELGERSMA, 1998; WACHENDORF, 2002). Bewertungsparameter dieser intensiv genutzten Bestände orientieren sich anhand der Kenngrößen 'Produktivität und Futterqualität', um eine optimale ökonomische Ausnutzung des preisgünstigen Grundfutters und maximale Umsetzung in tierische Leistung (Milch und Fleisch) zu gewährleisten. Limitierender Faktor einer hohen Milchleistung ist dabei zumeist der Energiegehalt der Futterration (SCHWARZ, 1999; ERNST & BERENDONK, 2003). Hohe Energiegehalte sind langfristig nur durch eine hohe Schnittfrequenz von 4-6 Nutzungen a<sup>-1</sup> (vgl. ANONYM, 2002) bzw. durch intensive Beweidung zu gewährleisten (ERNST & BERENDONK, 2003), was den Ansprüchen zum Erhalt der botanischen Diversität entgegensteht. In der Konsequenz ist im intensiven Grünland mit dem primären Ziel der Erzeugung hochwertiger tierischer Produkte (Produktionsfunktion) der Indikator 'Botanische Artenvielfalt' nicht relevant und damit nicht Gegenstand dieser Abhandlung. Dies gilt auch für die intensive Grünlandbewirtschaftung im ökologischen Landbau (WACHENDORF & TAUBE, 2001), die ebenfalls durch hohe Nutzungsfrequenzen aber reduzierte Düngungsintensitäten charakterisiert sind.

Methoden zur Bewertung der beschriebenen Kenngrößen Produktivität und Futterqualität in der intensiven Grünlandbewirtschaftung zur Erzeugung einer hohen Milchleistung konzentrieren auf die Indikatoren Trockenmasse- (TM-) Ertrag, Rohprotein (RP)- Gehalt und Energiegehalt (VOIGTLÄNDER & VOSS, 1979; T'MANNETJE & JONES, 2000). Kausale Zusammenhänge zwischen einzelnen Indikatoren bleiben bislang unberücksichtigt, obwohl die optimale Managementintensität im Grünland zum einen durch hohe Erträge, zum anderen durch für die Tierernährung optimierte Energie- und Proteingehalte determiniert ist und damit eine Verknüpfung der Einzelparameter unumgänglich erscheint.

Eine intensive Grünlandbewirtschaftung ist zumeist mit ökologischen Belastungen bezüglich der Beanspruchung abiotischer Ressourcen verbunden (vgl. TROTT et al., 2004; WACHENDORF et al., 2004; KELM et al., 2004), so dass eine Methode zur Nachhaltigkeitsbewertung von intensiv genutztem Grünland sowohl die Produktivität, die Produktqualität als auch die Umwelt- und Nährstoffeffizienz in einem Gesamtkontext vereinen und dabei die Systemebenen 'Boden-Pflanze-Tier' im landwirtschaftlichen Betrieb vernetzt abbilden muss.

### 2.3 Zielstellung

Vor diesem Hintergrund ist es Ziel der vorliegenden Untersuchung (I) visuelle und laboranalytische Indikatoren in einem Indikatoransatz zur Gesamtbewertung der Nachhaltigkeit von intensiv genutztem Grünland zu verknüpfen. Dabei werden (II) Ansprüche, die an Indikatoren gestellt werden (Relevanz, Einfachheit, Reproduzierbarkeit, Aussagefähigkeit, wissenschaftliche Belastbarkeit) in der Auswahl berücksichtigt. Durch die Quantifizierung von aus der Literatur abgeleiteten Bewertungsfunktionen (III) werden in einem weiteren Schritt die Indikatoren in eine dimensionslose und damit vergleichbare Skalierung überführt, um Grünlandbewirtschaftungsverfahren auf mögliche Schwachstellen (IV) zu prüfen und im Anschluss anhand einer aggregierten Boniturnote (V) einen Vergleich von Beständen zu ermöglichen.

Der formulierte Ansatz wird mittels zweier Datensätze der norddeutschen Tiefebene (Schleswig-Holstein, Niedersachsen) getestet. Ziel dieser Validierung ist es, die formulierten Indikatoren und Bewertungsfunktionen, die für intensiv bewirtschaftete Grünlandflächen abgeleitet wurden, auf ihre Sensitivität auf konventionell und ökologisch bewirtschafteten Flächen zu prüfen. Ein Datensatz der Bergregion Gumpenstein wurde ergänzend herangezogen, um die Indikatoren zur Extrapolation der Anwendbarkeit in alpinen Bergregionen zu testen, die pflanzensoziologisch durch Glatthaferwiesen (*Arrhenatheretalia*) dominiert sind.

### 2.4 Ableitung eines Indikatoransatzes für intensiv genutztes Grünland

An Indikatoren und Indikatorenmodelle werden je nach Einsatzgebiet und Zielstellung (Betriebsoptimierung/ Kontrolle/ Beratung/ Wissenschaft) unterschiedliche Ansprüche gestellt: Für administrative Fragestellungen stellten BERG et al. (2003) die Faktoren Einfachheit und Handhabbarkeit in den Vordergrund, wohingegen für landwirtschaftliche Unternehmen die Praktikabilität entscheidend ist (NEHRING & KÜSTERMANN, 2003). Zur Abbildung von Einflüssen der Betriebsstruktur, der Produktionsverfahren und der Standortbedingungen im wissenschaftlichen Bereich sind Kriterien wie prozessorientierte Analyse, Systemansatz und Vernetzung von Indikatoren sowie eine hohe räumliche und zeitliche Auflösung entscheidend (HÜLSBERGEN, 2003).

Vor dem Hintergrund, dass visuell erfassbare Indikatoren in Kombination mit laboranalytisch erhobenen Parametern eine Gesamtbewertung sowohl hinsichtlich der Produktivität, der Produktqualität als auch der Umweltrelevanz ermöglichen, wird in der vorliegenden Untersuchung ein Ansatz gewählt, der zwei Säulen umfasst. In der ersten werden vier Indikatoren visuell erfasst (vgl. Abb.2.1). Diese beeinhalteten die Bestandeszusammensetzung mit Hilfe der Indikatoren Durchschnittliche Futterwertzahl (FWZ) und prozentualer Anteil an Leguminosen und Kräutern. Ferner werden Aussagen zur Narbenstruktur durch den

Indikator Lückigkeit getroffen, so dass anhand der ersten Stufe Aussagen über den *potentiellen* Futterwert von Beständen abgeschätzt werden können.

Die Analysedaten (vgl. Abb. 2.1), die Informationen über die *aktuelle* Ertragsleistung und Futterqualität liefern, wurden unter der Prämisse einer einfachen Datenerfassung auf landwirtschaftlichen Betrieben ausgewählt. Im Rahmen der Düngeverordnung (ANONYM<sub>1</sub>, 2006) bzw. einer umfassenden Betriebsberatung (z.B. ANONYM<sub>2</sub>, 2005) werden durch Futter- und Bodenanalysen die Rohprotein (RP)- und Energiegehalte und die Bodennährstoffgehalte der Makronährstoffe (P, K, Mg) obligatorisch ermittelt, so dass keine zusätzlichen Kosten der Datenerhebung notwendig sind. Daten zu Ertragsleistungen werden auf Futterbaubetrieben direkt erfasst (Fuhrwagenerträge) oder in Form der Raummaße (m<sup>3</sup>) der Silagen geschätzt.

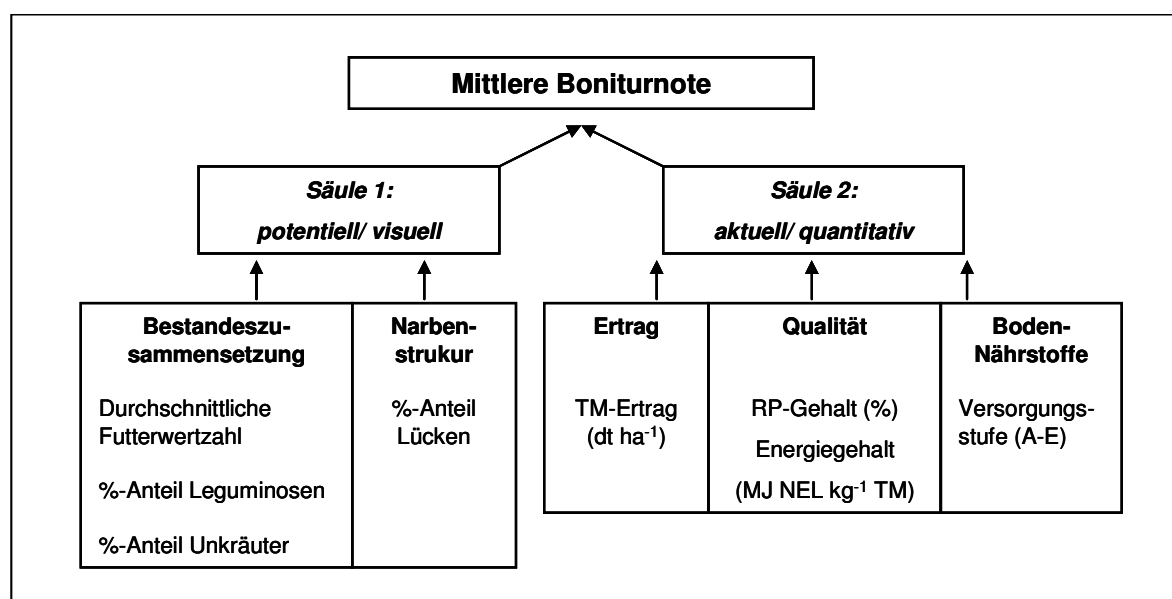


Abb.2.1 Zusammenstellung der Indikatoren zur Nachhaltigkeitsbewertung intensiv genutzter Grünlandbestände.

Fig. 2.1 Indicators for measuring sustainability of intensively managed grassland.

### 2.4.1 Methodische Umsetzung

Zur Bewertung verschiedener Indikatoren, die unterschiedliche Ausgangsgrößen bzw. -einheiten tragen (vgl. DALAL et al., 1999), wird eine dimensionslose Skala gewählt. So erfolgt eine spezifische Bewertung jedes Indikators anhand einer Bewertungsfunktion in Anlehnung an das Betriebsbilanzierungsmodell REPRO (HÜLSBERGEN, 2003) auf einer Skala von 0 (=schlecht) bis 1 (=sehr gut), wobei der Funktionsverlauf für jeden Indikator aus der Literatur abgeleitet ist (Funktionsgleichungen, s. Anhangstab. A 2.1).

Um Information über die Bewertung eines jeden Einzelindikators zuzulassen, werden die Indikatoren zunächst einzeln betrachtet.

Komplexe Indikatorsysteme beinhalten eine Vielzahl von zu berücksichtigenden Indikatoren. Die Auswahl der Indikatoren muss gewährleisten, dass jeder Indikator per se eine Aussagekraft hat und nicht durch einen anderen erklärt werden kann. Um dies zu gewährleisten wurde jeder Datensatz separat auf mögliche Signifikanzen und Korrelationen zwischen einzelnen Indikatoren mit dem Statistikprogramm SAS, PROC CORR (SAS, 1995) geprüft. Dabei wurden die visuellen und laboranalytischen Indikatoren zunächst getrennt und anschließend in ihrer Gesamtheit verrechnet. Signifikante Beziehungen zwischen Indikatoren wurden im Anschluss durch eine korrigierende Varianzanalyse mit SAS GLM überprüft. Ziel ist es, mit dieser Vorgehensweise eine Überbewertung (Autokorrelation) eines Teilbereiches auszuschließen.

Ob eine Aggregierung von Indikatoren, wie z.B. im Bewertungsverfahren USL praktiziert (ECKERT & BREITSCHUH, 1994), sinnvoll ist, hängt von der Zielsetzung ab und wurde bereits ausführlich diskutiert (SCHRÖDER et al., 2004; VAN DER WERF & PETIT, 2002; HALBERG et al., 2005). Zur Ermittlung der Nachhaltigkeit eines gesamten Landnutzungssystems zum Vergleich mit anderen ist jedoch eine hohe Aggregierung unumgänglich. Nach der beschriebenen Prüfung auf Korrelationen zwischen Indikatoren wird in Anlehnung an das USL (BREITSCHUH et al., 2004) im Anschluss eine mittlere Boniturnote ermittelt. Diese ist als Mittelwert aller zur Verfügung stehenden Indikatoren zu verstehen.

Bevor die Darstellung der Ergebnisse der drei Untersuchungsregionen vorgenommen wird, werden im Folgenden die Indikatoren und die abgeleiteten Bewertungsfunktionen näher beschrieben.

#### **2.4.2 Ableitung der Parameter zur visuellen Merkmalserfassung**

##### ***-Bestandeszusammensetzung und Narbenstruktur-***

Die Bestandeszusammensetzung determiniert durch die Anteile der funktionellen Gruppen (Gräser, Leguminosen und Kräuter) den Futterwert von Grünlandbeständen. Dieser kann nach einer visuellen Bonitur (Ertragsanteilschätzung) über die durchschnittliche Futterwertzahl (FWZ) nach KLAPP (1949, KLAPP et al. 1953) errechnet werden (VOIGTLÄNDER & VOSS, 1979) und gibt Auskunft über den potentiellen Futterwert im Gegensatz zum aktuellen Futterwert, der über die Messung der Energiegehalte (s. Kapitel Futterqualität) laboranalytisch ermittelt wird. Der Verlauf der Bewertungsfunktion (vgl. Abb. 2.2a) ist wie folgt abgeleitet: Geringe Futterwertzahlen im Bestand <5 sind auf hohe Ertragsanteile futterwertmindernder Arten zurückzuführen, so dass diese die Bewertung 0 erhalten. Je höher die FWZ ausfällt, desto höher ist der Anteil hoch verdaulicher Futterpflanzen, so dass eine Zunahme der FWZ mit einem linearen Anstieg der Bewertung bis zum Optimalbereich von >7 verbunden ist.

Neben dem potentiellen Futterwert können aus der Bestandeszusammensetzung weitere relevante Indikatoren abgeleitet werden. So führt die symbiontische Stickstoff (N)- Fixierung durch Leguminosen zu N-Versorgungsleistungen für die Begleitgräser in Größenordnungen von 50-350 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (NEWBOULD et al., 1982; SCHULZE, 2004). In der Folge kann mit hohen Leguminosenanteilen der Düngemitelesatz reduziert und damit die Energieeffizienz des Systems verbessert werden (KELM, 2003). Insbesondere in semi-intensiven Systemen, wie dem ökologischen Landbau, sind entsprechende Leguminosenanteile eine zentrale Voraussetzung für eine ausreichende Produktivität der Bestände. Die pflanzenbaulichen und tierphysiologischen Vorteile von Leguminosen bei Ertragsanteilen von 20-35 % im Bestand sind in der Literatur vielfach beschrieben (CURLL, 1982; RHODES & WEBB, 1993; SLEUGH et al., 2000; WACHENDORF & TAUBE 2001; KRYSZAK, 2004). Werden diese Ertragsanteile überschritten, so überwiegen zunehmend die negativen Effekte zu hoher Rohproteingehalte aus Sicht der Tierernährung (FRAME & NEWBOULD, 1986; TAUBE et al., 1995), die mit einer Verschlechterung der Narbenqualität verbunden sind (TROTT, 2003). Daraus resultierend ist der Optimalbereich der Bewertungsfunktion (vgl. Abb. 2.2b) in einem Bereich von 20-35 % definiert.

Auch der Krautfraktion kommt ergänzend zum potentiellen Futterwert eine diagnostische Indikatorfunktion zu, da anhand der jeweiligen Anteile obligater und fakultativer Kräuter prophylaktisch die Dynamik der Bestandesdegradierung und die Notwendigkeit von Pflegemaßnahmen abgeleitet werden kann. So gilt für die Krautanteile, dass obligate Unkräuter (z.B. Stumpfbblätteriger Ampfer) bereits mit geringen Ertragsanteilen zu einer Futterwertminderung führen und somit in leistungsfähigen Grünlandbeständen kritisch zu beurteilen sind. Die Bewertungsfunktion zeigt eine lineare Abnahme, die ab einem prozentualen Anteil obligater Unkräuter von 10 % den Wert 0 erhält (Abb. 2.2c). Demgegenüber sind fakultative Unkräuter und Ungräser bis zu gewissen Anteilen im Bestand aufgrund ihrer Eignung als mineralstoffreiche Ergänzung durchaus zu tolerieren. Erst bei Anteilen >20 % im Bestand sind diese Grünlandvegetationen durch deutlich geringere Erträge (NESHEIM, 1986; TROXLER & THOMET, 1988) und erhöhte Bröckelverluste charakterisiert (DIJKSTRA, 1958; HÖHN, 1989). Der Optimalbereich ist aufgrund der futterbaulichen Vorteile von fakultativen Kräutern bis 20 % angesetzt und sinkt anschließend linear bis zu einem Wert von 30 % auf 0 ab (Abb. 2.2c).

Der prozentuale Anteil an offener Bodenfläche (*Lückigkeit*) ist ein wichtiger Indikator für die Leistungsfähigkeit und dient zur Abschätzung der Stabilität von Beständen (COSGROVE et al., 2001). Unzureichende Grünlandpflegemaßnahmen oder Überbeweidung (BULLOCK et al., 1994; STRODTHOFF, 2003) können zur Zunahme invasiver, unerwünschter Arten in den



Bestand führen bzw. Witterungsereignisse (Frost, Trockenheit, Wasserstau) ermöglichen Kräutern mit besonderer Morphologie (z.B. einer ausgeprägten Pfahlwurzel) das Überleben, während die Anteile wertvoller Gräser dadurch negativ beeinflusst werden (MAINZ, 1995). Somit ist eine dichte und lückenlose Grünlandnarbe die Voraussetzung zum Erhalt eines leistungsfähigen Bestandes, so dass schon geringe Lückenanteile mit einer linearen Abnahme der Bewertung einhergehen (Abb. 2.2d). Der Optimalbereich von 0 % offener Bodenfläche sollte nicht überschritten werden. Ansonsten ist in der Konsequenz eine Degradierung des Bestandes zu erwarten, so dass Pflegemaßnahmen, z.B. Nachsaaten, notwendig werden, die bis hin zu einer Neuansaat führen können.

Während die durchschnittliche Futterwertzahl als aggregierte Statusgröße Aussagekraft besitzt zeigen die Ausführungen, dass durch die Berücksichtigung der Indikatoren Leguminosenanteil, obligate und fakultative Unkräuter und Lücken eine diagnostische Analyse nicht nur der Bonität der Bestände abgeleitet werden kann, sondern ergänzend auch eine Prognose über die zu erwartenden Dynamik der Bestandesentwicklung (z.B. Degradierung) möglich ist. Somit können rechtzeitig Korrekturmaßnahmen durchgeführt werden, die eine irreversible Bestandesdegradierung verhindern.

#### **2.4.3 Ableitung der Parameter zur gemessenen Ertrags- bzw. Qualitätserfassung und der Bodennährstoffversorgung**

##### ***-Ertragsleistung-***

Die Produktivität stellt eine zentrale Größe im Indikatoransatz dar. Im Vergleich zu allen anderen Indikatoren, deren Optima einen fixen Wertebereich einnehmen, variieren die Trockenmasse (TM)- Erträge intensiv bewirtschafteter Grünlandbestände in Abhängigkeit von der Witterung regionsspezifisch. Nach HERRMANN et al. (2005) sind dabei insbesondere der Bodenwassergehalt und die Temperatursumme als Faktoren relevant. Intensiv genutzte Bestände erreichen z.T. aufgrund einer hohen Nutzungsfrequenz im Verhältnis zu semi-intensiv genutzten Beständen geringere TM-Erträge (ANONYM, 2002), welche durch erhöhte Energiegehalte kompensiert werden. Als zentraler Indikator der Produktivität wird im Indikatoransatz ausschließlich der TM-Ertrag berücksichtigt. Die Implementierung des Energieertrages (TM-Ertrag x Energiedichte) scheidet aus statistischen Gründen aus, da die Energiedichte ebenfalls als Indikator Berücksichtigung findet (s.u.). Aufgrund der in Abhängigkeit von Umweltfaktoren variierenden TM-Ertragspotentials wurde das Modell FOPROQ (FOrage PROduction Quality; KORNHER et al., 1991) zur modellgestützten regional differenzierten Ertragsmodellierung von intensiv genutzten Grünlandbeständen genutzt, um regionale Klimadifferenzen auf den Ertragszuwachs detailliert abbilden zu können und eine regionale Prognose zu gewährleisten. Die Ergebnisse sind in Tab. 2.1 differenziert nach

Ertragsklassen in Abhängigkeit von der Temperatursumme und Niederschlagsmenge dargestellt und beinhalten 111 Einzelsimulationen der Untersuchungsjahre 2000-2006 auf 38 Standorten deutschlandweit.

Auf dieser vorgetellten Datenbasis der Simulation mit FOPROQ ist es möglich, jeden Grünlandstandort mit der Pflanzengesellschaft *Lolio-Cynosuretum* in der Bundesrepublik Deutschland der entsprechenden Ertragsklasse zuzuordnen. Für die hier vorliegende Untersuchung wurden in Abhängigkeit von den standörtlichen Gegebenheiten der Untersuchungsregionen Leistungspotentiale hinsichtlich des TM-Ertrages definiert, die für die betrachteten Regionen Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Gumpenstein im Optimalbereich der Bewertungsfunktion  $>126 \text{ dt ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  betragen (Abb. 2.2e).

Es ist darauf hinzuweisen, dass in der vorgestellten Untersuchung Brutto-TM-Erträge simuliert und dargestellt sind und in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung, der Futterbergung und Lagerung unterschiedlich hohe Verluste in einer Größenordnung bis ca. 15 % und größer (VOIGTLÄNDER & VOSS, 1979) auftreten können, die zur Berechnung der Netto-Erträge kalkuliert werden müssen.

Tab. 2.1 Simulierte Brutto-Trockenmasse-Erträge ( $\text{dt ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) Deutsch-Weidelgras dominierter Grünlandbestände im Durchschnitt der Jahre 2000-2006 in Abhängigkeit von der Temperatursumme und der Niederschlagssumme. In Klammern sind die Minima und Maxima angegeben. (Korrigierte Temperatursumme gemessen ab 01. Januar-Tag 283; Niederschlagssumme gemessen ab 01. März-Tag 283).

Tab. 2.1 Simulated gross dry matter yields ( $\text{dt ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) of perennial ryegrass-dominated grasswards as means of the years 2000-2006 depending on temperaturesum and rainfall. In brackets the minima and maxima are presented. (temperaturesum calculated from january 1<sup>st</sup> till day 283; rainfall calculated from march 1<sup>st</sup> till day 283).

| Niederschlagssumme | Temperatursumme    |                  |                  |
|--------------------|--------------------|------------------|------------------|
|                    | <3000 °C           | 3000-3200 °C     | >3200 °C         |
| <500 mm            | 106<br>(62-132)    | 106<br>(90-123)  | 105<br>(76-133)  |
| 500-700mm          | 123<br>(105-137)   | 128<br>(103-144) | 124<br>(68-148)  |
| >700 mm            | 125.8<br>(116-136) | 135<br>(118-144) | 135<br>(117-145) |

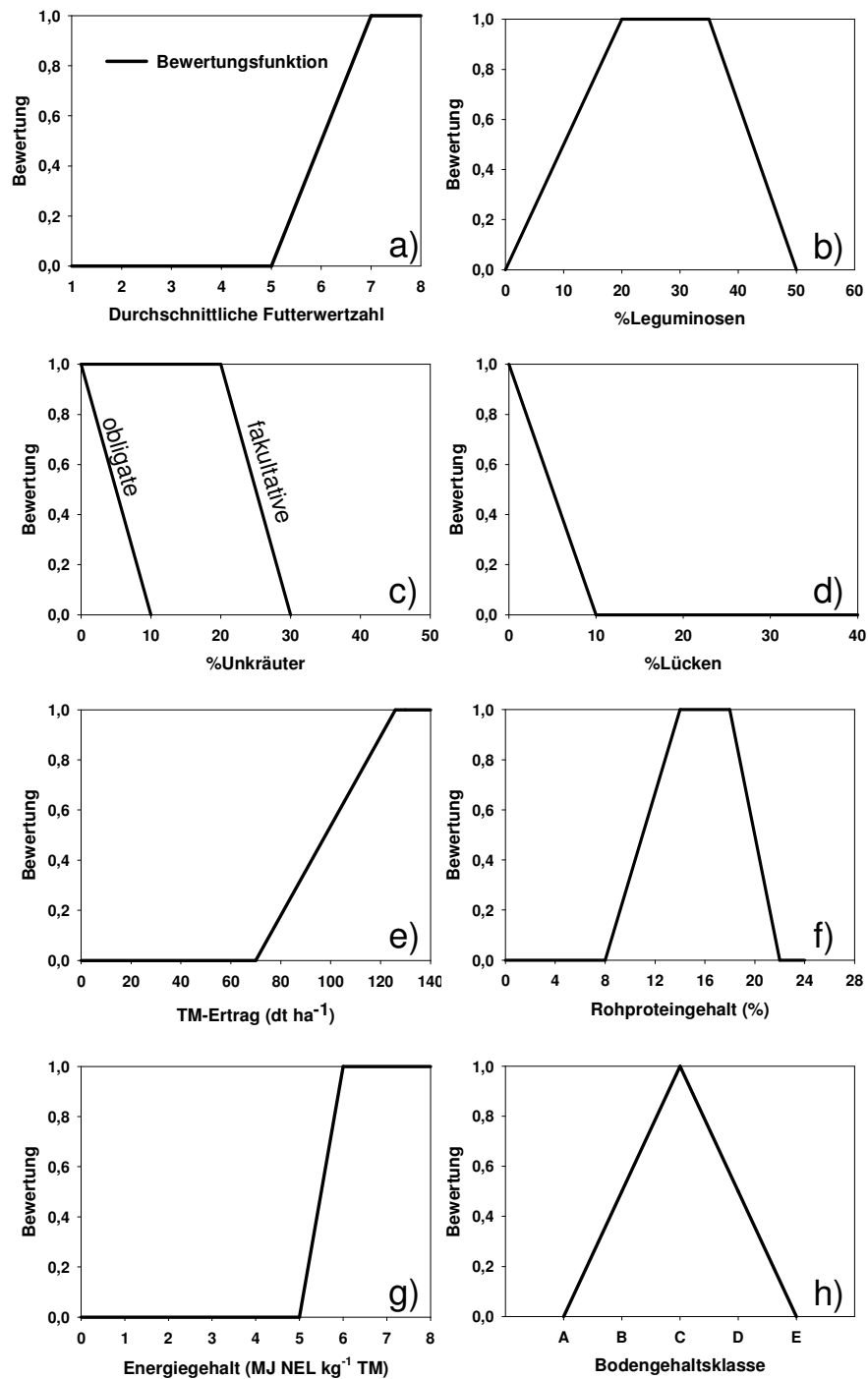


Abb. 2.2 Bewertungsfunktionen der Indikatoren (Futterwertzahl; %-Anteil Leguminosen; %-Anteil Lücken; Trockenmasse-Ertrag; Rohprotein-Gehalt; Energiegehalt; Bodengehaltsklassen).

Fig. 2.2 Weighting functions of the indicators (Futterwertzahl; percentage of legumes; percentage of herbs; percentage of soil open space; dry-matter-yield; crude protein content; energy content; soil nutrient status).

**-Futterqualität-**

Die Futterqualität wird insbesondere über die Parameter Energie- und Rohproteingehalt bestimmt (KOLVER & MULLER, 1998) und ist im vorliegenden Ansatz für Schnitt- und Mähweidenutzung aus den Ernährungsansprüchen hochleistender Milchkühe abgeleitet. Die Energiegehalte des Futters stellen wie bereits beschrieben häufig den erstlimitierenden Faktor in der Milchviehfütterung dar (SCHWARZ, 1999; BREVES & RODEHUTSCORD, 2000; ERNST & BERENDONK, 2003) und stehen in enger Beziehung zur Verdaulichkeit; älteres Aufwuchsmaterial ist weniger verdaulich und energieärmer als junges (WERMKE, 1974; DEINUM, 1981), so dass eine hohe Nutzungsfrequenz eine Nutzung zu jüngeren Entwicklungsstadien der Pflanzen impliziert und damit die Energiedichte und die Verdaulichkeit im geernteten Futter erhöht werden können (VOIGTLÄNDER & JACOB, 1987; KÄDING et al., 1993; SÜDEKUM et al., 1994). Hohe Milchleistungen aus dem Grundfutter sind verbunden mit geringeren Kosten und reduzieren zusätzlich die negativen Umwelteinflüsse durch eine Verminderung des Nährstoffinputs über Kraftfutter. Hochleistende Milchkühe benötigen zur Sicherung ihres Energiebedarfs eine Energiekonzentration der Grassilage von mindestens 6 MJ NEL (Netto-Energie-Laktation)  $\text{kg}^{-1}$  TM (SCHELLBERG & SCHOCKEMÖHLE, 2000; ANONYM, 2002), da die Futteraufnahme bei hohem Leistungsniveau durch die Aufnahmekapazität des Pansens physikalisch limitiert wird (MERTENS, 1994). Die Bewertungsfunktion (Abb. 2.2g) zeigt daher ab 5 MJ NEL  $\text{kg}^{-1}$  TM einen linearen Anstieg bis zum Optimalbereich von 6 MJ NEL  $\text{kg}^{-1}$  TM.

Die Optimierung der Proteinzufuhr im vorliegenden Indikatoransatz ist zum einen auf die Maximierung der Umsetzung des pflanzlichen Proteins in tierisches Protein ausgerichtet (TAMMINGA & SÜDEKUM, 2000), zum anderen an dem Ziel abgeleitet, die N-Verluste, die in Form von urinalem N anfallen (JONKER et al., 1999), zu minimieren. Untersuchungen in verschiedenen europäischen Ländern (z.B. FRANK & SWENSSON, 2002) geben RP-Gehalte von 18 % als ausreichend für eine leistungsgerechte Milchviehfütterung an, um gleichzeitig die N-Verluste gemessen am Harnstoffgehalt in der Milch (HOF et al., 1997; JONKER et al., 1999) auf einem niedrigen Niveau zu halten. Mindestanforderungen für eine optimale Milchproteinsynthese sind bei 14 % anzusetzen (PEYRAUD & ASTIGARRAGA, 1998). Die Bewertungsfunktion (Abb. 2.2f) zeigt den anhand der optimalen N-Verwertungseffizienz definierten Optimalbereich von 14-18 %, so dass die Bereiche darunter hinsichtlich einer leistungsgerechten Fütterung bzw. die Bereiche darüber aufgrund erhöhter N-Verluste geringer bewertet werden.

### ***-Bodennährstoffversorgung-***

Im Rahmen der Düngeverordnung (ANONYM<sub>1</sub>, 2006) werden jährliche Nährstoffvergleiche vorgeschrieben. Schlagbezogene Bodennährstoffgehalte ermöglichen eine räumlich differenziertere Beurteilung der Düngungsmaßnahmen vergangener Jahre (ANONYM<sub>2</sub>, 2003). Sowohl der Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) als auch die Landwirtschaftskammern der Länder (z.B. VDLUFA, 1997; 2000; ANONYM<sub>2</sub>, 2006) geben Richtwerte für die Nährstoffgehalte der Böden vor. Bodennährstoffuntersuchungen für Grünland umfassen die Komponenten pH-Wert, pflanzenverfügbares Phosphat und austauschbare Kationen ( $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ). Die 'Bodennährstoffversorgungsstufen' werden als Indikatoren herangezogen und die Bewertungsfunktionen (Abb. 2.2h) zeigen die jeweiligen Gehaltsklassen A (schlecht versorgt) bis E (überversorgt). Aus Sicht der Pflanzenernährung ist die Versorgungsklasse C (optimal versorgt) anzustreben, so dass diese mit einer Bewertung von 1 versehen ist.

Die intensive Grünlandbewirtschaftung hat erhebliche Auswirkungen auf die Belastung abiotischer Ressourcen, die sich insbesondere durch die geringe Nährstoffeffizienz aber auch durch den hohen Einsatz fossiler Energie zusammenfassen lassen. Vor dem Hintergrund eines nachhaltigen Konzeptes sind diese vielfach erwähnt worden und es gilt zur Bewertung insbesondere Nährstoffverluste von reaktiven N-Verbindungen in eine Gesamtbewertung zu integrieren. Als Indikatoren für ökologische Effekte sind im vorliegenden Ansatz daher somit neben den Daten zur Bodennährstoffversorgung sowohl der Leguminosenanteil aufgrund der symbiontischen N-Versorgung und zur Beurteilung der Energieeffizienz relevant. Ferner dienen die RP-Gehalte als Indikator zur Beurteilung der N-Verwertungseffizienz des Düngereinsatzes.

## **2.5 Datengrundlage zur Anwendung des Ansatzes**

### ***- Norddeutsche Tiefebene I: Konventionell und ökologisch bewirtschaftete Flächen in Schleswig-Holstein-***

Den ersten Teil der Datengrundlage der vorliegenden Untersuchung bilden ausgewählte Grünlandflächen des Projektes 'Compass (COMParative ASSESSment of land use systems)' (KELM et al., 2006), das in den Jahren 2004-2006 auf 32 Praxisbetrieben in Schleswig-Holstein (Naturräume Marsch, Geest und östliches Hügelland) durchgeführt wurde. Die Jahresdurchschnittstemperaturen der Versuchsjahre liegen bei 9,2 (2004) und 9,3 °C (2005) und die Niederschlagsmengen bei 850,2 und 707,4 mm.

Der Datensatz umfasst 54 konventionell und 38 ökologisch bewirtschaftete Dauergrünlandflächen (Silagenutzung und Mähweiden) von Milchvieh-Futterbaubetrieben. Die Flächen wurden je nach Nutzungssystem und Betriebsform mit mineralischen und

organischen Düngern ( $0-300 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) gedüngt. In den Jahren 2004 und 2005 wurden sowohl Ertrags (TM-Ertrag)- und Qualitätsuntersuchungen (RP- und Energiegehalt) an Silageproben einzelner Aufwüchse als auch Bodenuntersuchungen (pH-Wert (pH), Kalium (K)-, Magnesium (Mg)- und Phosphat (P)-gehalt) für die Bestimmung der Bodennährstoffgehaltsklassen durchgeführt. Im Jahr 2005 erfolgte auf jeder Fläche eine Ertragsanteilschätzung (nach KLAPP, 1965) zur Erfassung der Fraktionen Gras, Leguminosen, Kraut und Lücken und eine genaue Artenerfassung mit Ertragsanteilen.

### ***-Norddeutsche Tiefebene II: Ökologisch bewirtschaftete Flächen in Niedersachsen-***

Die Daten der zweiten Untersuchung entstammen einem Pilotprojekt 'Ökolandbau Wasserschutz Elbe-Weser Dreieck' der Landwirtschaftskammer Hannover, dem Ökoring Niedersachsen und der Gesellschaft für Ressourcenschutz (ANONYM<sub>2</sub>, 1999), das in den Jahren 1997-1999 in Niedersachsen durchgeführt wurde. Das Untersuchungsgebiet im niedersächsischen Tiefland ist maritim geprägt mit eher feuchten, kühlen Sommern und milden Wintern. Auf 11 ökologisch bewirtschafteten Milchviehfutterbaubetrieben, die sowohl auf der Geest, als auch auf der Marsch lokalisiert sind, wurden insgesamt 18 (jeweils 9) Grünlandflächen erfasst und bewertet, die als Weide, Mähweide und Schnittnutzung bewirtschaftet wurden. Detaillierte Standortbeschreibungen sind im Abschlussbericht (ANONYM<sub>2</sub>, 1999) zusammengestellt. In den Jahren 1997 und 1999 wurden Bestandesbonituren (Ertragsanteilschätzung nach KLAPP, 1965) der einzelnen Flächen durchgeführt und ferner die Erträge nach der Nettoertragsberechnung nach BLATTMANN (1966) und die Futterqualitäten (RP- und NEL-Gehalt) und Bodennährstoffgehalte (K, Mg, P) der einzelnen Flächen und Aufwüchse bestimmt. Für die Anwendung des Indikatoransatzes liegen insgesamt 18 Einzelbeobachtungen vor.

## **2.6 Datengrundlage zum Test der Extrapolation auf alpine Standorte**

### ***-Semi-intensiv und extensiv bewirtschaftete Glatthaferwiesen im Raum Gumpenstein (Österreich)-***

Die Daten der dritten Untersuchung entstammen einem Datensatz aus der österreichischen Region 'mittleres steirisches Ennstal', die im Rahmen des MAB (Man and Biosphere)-Projektes (vgl. PALME, 1999) in den Jahren 1997-2001 auf ausgewählten Praxisflächen erhoben wurden. Die Jahresdurchschnittstemperatur der Untersuchungsgebiete variiert aufgrund der unterschiedlichen Höhenlage zwischen  $4,9-9,3 \text{ }^{\circ}\text{C}$  mit durchschnittlichen Niederschlagssummen zwischen 425-1420 mm. Wirtschaftsdünger stellen in den betrachteten Zweischnitt-, Dreischnitt- und Vielschnittwiesen die Hauptnährstoffversorgung dar ( $27-117 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ). Die Ansprache der Grünlandflächen hinsichtlich der botanischen Zusammensetzung wurde mittels der Methode BRAUN-BLANQUET (1964) vorgenommen.

Ergänzend wurde eine Einschätzung nach Gewichtsprozenten für die funktionellen Gruppen Gräser, Kraut und Leguminosen durchgeführt, die zur Ermittlung der DWZ herangezogen wurden. Der Parameter Lückigkeit muss im Ergebnisteil außer Acht gelassen werden, da keine entsprechenden Daten erhoben wurden. Ferner wurden die Erträge, Futterqualitäten und die Bodennährstoffe (P, K) auf den einzelnen Flächen untersucht. Der vorliegende Datensatz umfasst 18 Zweischnitt-, 18 Dreischnitt- und 4 Vielschnittwiesen, so dass insgesamt 40 Datensätze vorliegen.

## **2.7 Ergebnisse**

### **2.7.1 Auswahl der Indikatoren**

Bevor die Bewertung der Datensätze verschiedener Untersuchungsregionen vorgenommen wird, erfolgte eine Prüfung der ausgewählten Indikatoren hinsichtlich möglicher Signifikanzen und Korrelationen (vgl. 2.4.1). Die Korrelationsergebnisse des Gesamtindices sind in Tab. 2.2 in Form der Bestimmtheitsmasse ( $r^2$ ) und der jeweiligen Signifikanzniveaus ( $Pr > F$ ) dokumentiert. Es zeigen sich kaum signifikante Beziehungen, wie z.B. zwischen den Parametern FWZ und Krautanteil.

Die anschließende Varianzanalyse der signifikanten Beziehungen zeigt, dass kein Parameter ausreichend genau ( $r^2$  zwischen 0,27 und 0,53; Daten nicht dargestellt) durch einen anderen abgebildet werden kann. Für alle Datensätze wurde in der Gesamtbewertung eine gleich starke Gewichtung der Einzelindikatoren durchgeführt. Allein die Beziehung zwischen dem Krautanteil und der FWZ für den Datensatz Gumpenstein zeigt ein Bestimmtheitsmaß von 0,8.

Tab. 2.2 Ergebnisse der multiplen Korrelationsanalyse (Bestimmtheitsmass ( $r^2$ ) und Signifikanzniveau ( $Pr>F$ )) aller zur Verfügung stehenden Indikatoren für die Datensätze Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Gumpenstein.

Tab.2.2 Results of the analysis of multiple correlation (coefficient of determination ( $r^2$ ) and level of significance ( $Pr>F$ ) of all evaluated indicators separated for the regions Schleswig-Holstein, Lower Saxony and Gumpenstein.

| Schleswig-Holstein konventionell | FWZ   | Leguminosenanteil | Krautanteil   | Lückigkeit    | Ertrag        | RP-Gehalt     | NEL-Gehalt |
|----------------------------------|---|-------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|------------|
|                                  | Bestimmtheitsmass ( $r^2$ ) und (Signifikanzniveau $Pr>F$ ) |                   |               |               |               |               |            |
| FWZ                              | 0.0312 (ns)   | 0.2509 (***)      | 0.0936 (*)    | 0.06046 (ns)  | 0.02343 (ns)  | 0.0008 (ns)   |            |
| Leguminosenanteil                |   | 0.0029 (ns)       | 0.0035 (ns)   | 0.00009 (ns)  | 0.00111 (ns)  | 0.00320 (ns)  |            |
| Krautanteil                      |   |                   | 0.0555 (ns)   | 0.15761 (**)  | 0.07922 (*)   | 0.02556 (ns)  |            |
| Lückigkeit                       |   |                   |               | 0.01346 (ns)  | 0.00796 (ns)  | 0.00415 (ns)  |            |
| Ertrag                           |   |                   |               |               | 0.000008 (ns) | 0.00870 (ns)  |            |
| RP-Gehalt                        |   |                   |               |               |               | 0.04179 (ns)  |            |
| NEL-Gehalt                       |   |                   |               |               |               |               |            |
|                                  |   |                   |               |               |               |               |            |
| Schleswig-Holstein ökologisch    | FWZ   | Leguminosenanteil | Krautanteil   | Lückigkeit    | Ertrag        | RP-Gehalt     | NEL-Gehalt |
|                                  | Bestimmtheitsmass ( $r^2$ ) und (Signifikanzniveau $Pr>F$ ) |                   |               |               |               |               |            |
| FWZ                              | 0.0165 (ns)   | 0.2249 (***)      | 0.2109 (**)   | 0.02804 (ns)  | 0.01545 (ns)  | 0.005459 (ns) |            |
| Leguminosenanteil                |   | 0.03186 (ns)      | 0.01409 (ns)  | 0.00050 (ns)  | 0.018607 (ns) | 0.04156 (ns)  |            |
| Krautanteil                      |   |                   | 0.37730 (***) | 0.06681 (ns)  | 0.007192 (ns) | 0.00061 (ns)  |            |
| Lückigkeit                       |   |                   |               | 0.04676 (ns)  | 0.000375 (ns) | 0.04534 (ns)  |            |
| Ertrag                           |   |                   |               |               | 0.49296 (***) | 0.30469 (***) |            |
| RP-Gehalt                        |   |                   |               |               |               | 0.57097 (***) |            |
| NEL-Gehalt                       |   |                   |               |               |               |               |            |
|                                  |   |                   |               |               |               |               |            |
| Niedersachsen ökologisch         | FWZ   | Leguminosenanteil | Krautanteil   | Lückigkeit    | Ertrag        | RP-Gehalt     | NEL-Gehalt |
|                                  | Bestimmtheitsmass ( $r^2$ ) und (Signifikanzniveau $Pr>F$ ) |                   |               |               |               |               |            |
| FWZ                              | 0.05464 (ns)  | 0.63689 (***)     | 0.00142 (ns)  | 0.12409 (ns)  | 0.31673 (ns)  | 0.06849 (ns)  |            |
| Leguminosenanteil                |   | 0.06335 (ns)      | 0.05338 (ns)  | 0.92046 (*)   | 0.03467 (ns)  | 0.15096 (ns)  |            |
| Krautanteil                      |   |                   | 0.04357 (ns)  | 0.00323 (ns)  | 0.28341 (ns)  | 0.04393 (ns)  |            |
| Lückigkeit                       |   |                   |               | 0.83642 (ns)  | 0.04672 (ns)  | 0.00659 (ns)  |            |
| Ertrag                           |   |                   |               |               | 0.32824 (ns)  | 0.68752 (ns)  |            |
| RP-Gehalt                        |   |                   |               |               |               | 0.45251 (*)   |            |
| NEL-Gehalt                       |   |                   |               |               |               |               |            |
|                                  |   |                   |               |               |               |               |            |
| Gumpenstein                      | FWZ   | Leguminosenanteil | Krautanteil   | Lückigkeit    | Ertrag        | RP-Gehalt     | NEL-Gehalt |
|                                  | Bestimmtheitsmass ( $r^2$ ) und (Signifikanzniveau $Pr>F$ ) |                   |               |               |               |               |            |
| FWZ                              | 0.16707 (***)   | 0.66341 (***)     |               | 0.34495 (***) | 0.03066 (ns)  | 0.00656 (ns)  |            |
| Leguminosenanteil                |   | 0.09411 (ns)      |               | 0.00928 (ns)  | 0.00077 (ns)  | 0.00137 (ns)  |            |
| Krautanteil                      |   |                   |               | 0.17359 (**)  | 0.00042 (ns)  | 0.00577 (ns)  |            |
| Lückigkeit                       |   |                   |               |               |               |               |            |
| Ertrag                           |   |                   |               |               | 0.19706 (**)  | 0.20476 (*)   |            |
| RP-Gehalt                        |   |                   |               |               |               | 0.23646 (*)   |            |
| NEL-Gehalt                       |   |                   |               |               |               |               |            |

### 2.7.2 Bewertung der Bestände im norddeutschen Tiefland

Die Abb. 2.3 zeigt die Verteilung der untersuchten Bestände hinsichtlich aller ausgewählten Indikatoren für die Regionen Schleswig-Holstein und Niedersachsen ausgeschlossen der Bodengehaltssklassen. Die konventionell bewirtschafteten Grünlandflächen in Schleswig-Holstein zeigen im Mittel hohe Futterwertzahlen mit einer Bewertung von 0,77. Die Leguminosenanteile sind gering und erreichen auf keiner Untersuchungsfläche Ertragsanteile >10 %. Die betrachteten Grünlandflächen zeigen für die Krautanteile keine kritischen Überschreitungen, so dass die mittlere Bewertung mit 0,96 hoch liegt. Die Anteile an Lücken schwanken zwischen 1-15 %. Im Mittel werden Erträge von 95 dt TM ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> erreicht, was einer Bewertung von 0,44 entspricht. Hinsichtlich der RP-Gehalte überschreiten 27 % der Bestände den kritischen Gehalt von 18 % RP und nur 2 % der betrachteten



Bestände unterschreiten die minimalen Gehalte von 14% RP. Im Mittel werden 16,5 % RP-Gehalt (Bewertung von 0,86) gemessen. Der für die Milchleistung entscheidende Indikator NEL-Gehalt liegt im Mittel bei 6,2 MJ NEL kg<sup>-1</sup> TM, jedoch erreicht knapp ¼ der Grünlandbestände den Grenzwert von 6 MJ NEL kg<sup>-1</sup> TM nicht.

Für die ökologisch bewirtschafteten Bestände zeigt sich teilweise ein anderes Bild. Die mittlere Futterwertzahl von 5,7 liegt mit einer Bewertung von 0,37 deutlich geringer als die der konventionellen Grünlandflächen, wohingegen die Leguminosenanteile mit durchschnittlich 8 % im Bestand höher liegen, aber dennoch deutlich unterhalb des Optimalbereichs anzusiedeln sind. Die Krautanteile schwanken zwischen 1-30 %, jedoch liegen 15 % der untersuchten Flächen oberhalb von 20% Krautanteil. Die Ertragsleistung wird mit 0,21 im Durchschnitt schlecht bewertet, während die Qualitätsparameter mit 0,99 (RP-Gehalt) und 0,96 (NEL-Gehalt) positiv abschneiden und durchaus mit den intensiv gedüngten konventionell bewirtschafteten Flächen vergleichbar.

Die Bewertungsergebnisse für die Region Niedersachsen (Abb.2.3), die hinsichtlich der Bewirtschaftung den ökologisch bewirtschafteten Flächen aus Schleswig-Holstein entsprechen, zeigen höhere Futterwertzahlen (im Durchschnitt eine Bewertung von 0,81) und Leguminosenanteile (0,71). 27 % der Flächen überschreiten kritische Krautanteile von 20 % und 3 % Lücken sind im Mittel der Bestände vorhanden. Die Ertragsleistung ist mit 80 dt TM ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> geringer als in Schleswig-Holstein, wohingegen die Bewertungen der RP-Gehalte und NEL-Gehalte mit 0,98 und 1 für beide Indikatoren fast im Optimalbereich liegen.

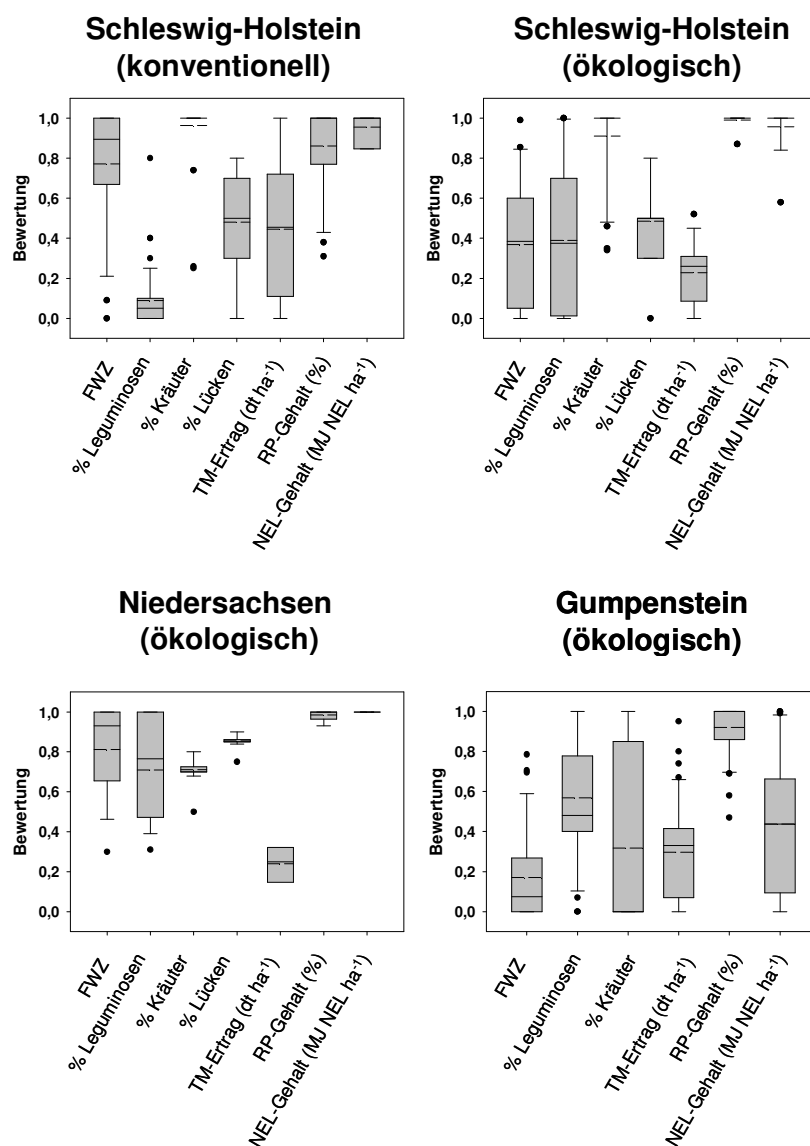


Abb. 2.3 Verteilung der Indikatorenbewertung (ohne Bodengehaltsklassen) dargestellt als box plots für die Regionen Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Gumpenstein mit 10, 25, 50, 75 und 90 % Quantilen, Ausreißern (Punkte) und Mittelwerten (---).

Fig.2.3 Results of the evaluation of all indicators (except soil nutrient status) given as box plots with 10, 25, 50, 75 and 90 % quantiles, outliers (points) and mean (---) for Schleswig-Holstein, Lower Saxony and Gumpenstein.

In Tab. 2.3 sind ergänzend die Flächen hinsichtlich ihrer Einordnung in die Bodengehaltsklassen in % dargestellt. Es zeigt sich, dass auf fast allen Flächen, sowohl in Schleswig-Holstein als auch in Niedersachsen erhebliche Mangelsituationen gegeben sind und nur wenige Flächen hinsichtlich des pH-Wertes, bzw. des P-, K-, und Mg- Gehaltes optimal (Klasse C entspricht einer Bewertung von 1) versorgt sind. Optimale pH- Werte

weisen weniger als ¼ der Flächen in den Untersuchungsgebieten auf, während die meisten Flächen jeweils in der Gehaltsklasse B, also leicht unterversorgt, einzustufen sind.

Tab. 2.3 Einstufung der betrachteten Flächen aus Schleswig-Holstein und Niedersachsen in die jeweilige Bodengehaltsklasse in % hinsichtlich pH-Wert, Kalium-, Magnesium- und Phosphatgehalt.

Tab. 2.3 Classification of soil nutrient status (%) of the grassland swards from Schleswig-Holstein and Lower Saxony.

| Compass konventionell (n=23)     | Bodengehaltsklasse / Bewertung |         |       |         |       |
|----------------------------------|--------------------------------|---------|-------|---------|-------|
|                                  | A / 0                          | B / 0.5 | C / 1 | D / 0.5 | E / 0 |
| <b>PH-Wert</b>                   | -                              | 52.2    | 21.7  | 26.1    | -     |
| <b>Kalium</b>                    | 26.1                           | 30.6    | 26.1  | 8.6     | 8.6   |
| <b>Magnesium</b>                 | -                              | 26.1    | 13.1  | 8.6     | 52.2  |
| <b>Phosphat</b>                  | 34.9                           | 26.1    | 30.4  | 8.6     | -     |
| <b>Compass ökologisch (n=23)</b> |                                |         |       |         |       |
| <b>PH-Wert</b>                   | -                              | 43.4    | 4.0   | 52.6    | -     |
| <b>Kalium</b>                    | 30.4                           | 43.5    | 26.1  | -       | -     |
| <b>Magnesium</b>                 | 34.7                           | 30.4    | 30.4  | 4.5     | -     |
| <b>Phosphat</b>                  | -                              | 39.1    | 39.1  | 21.8    | -     |
| <b>Niedersachsen (n=18)</b>      |                                |         |       |         |       |
| <b>Kalium</b>                    | 27.8                           | 44.4    | 22.2  | -       | 5.6   |
| <b>Magnesium</b>                 | 11.1                           | 61.1    | 27.8  | -       | -     |
| <b>Phosphat</b>                  | 72.2                           | 27.8    | -     | -       | -     |

Die abschließende Gesamtbewertung aller Untersuchungsflächen ist in Abb. 2.4 dargestellt. Die Gesamtbewertung stellt für jede Untersuchungsfläche einen Mittelwert aller zur Verfügung stehenden Indikatoren dar. Von den 54 konventionell bewirtschafteten Compassflächen wird eine mittlere Boniturnote von 0,64 erreicht. Die Bewertungen liegen zwischen 0,4 und 0,8. Die meisten schwanken zwischen 0,6-0,8 und sind somit im oberen Drittel der Bewertung angeordnet. Die ökologisch bewirtschafteten Flächen derselben Untersuchungsregion zeigen im Durchschnitt eine Bewertung von 0,60. Die geringste Bewertung beträgt 0,50 und die höchste 0,80. Für die Untersuchungsflächen in Niedersachsen sind minimale Bewertungen von 0,6 für zwei Flächen festzustellen, während der Höchstwert von 0,9 nur von einer Untersuchungsfläche erreicht wird. Die 15 anderen Flächen liegen ebenfalls im oberen Drittel zwischen 0,65-0,85.

Insgesamt kann festgehalten werden, dass die intensiv genutzten konventionell und ökologisch bewirtschafteten Bestände Norddeutschlands die Sensitivität des Ansatzes widerspiegeln. Damit kann die generelle Aussagefähigkeit des Indikatoransatzes bestätigt werden. In der Konsequenz sind die Indikatoren geeignet, das Leistungs- und Qualitätsniveau intensiv genutzter Grünlandflächen, sowohl bei konventioneller als auch ökologischer Bewirtschaftung, abzubilden.

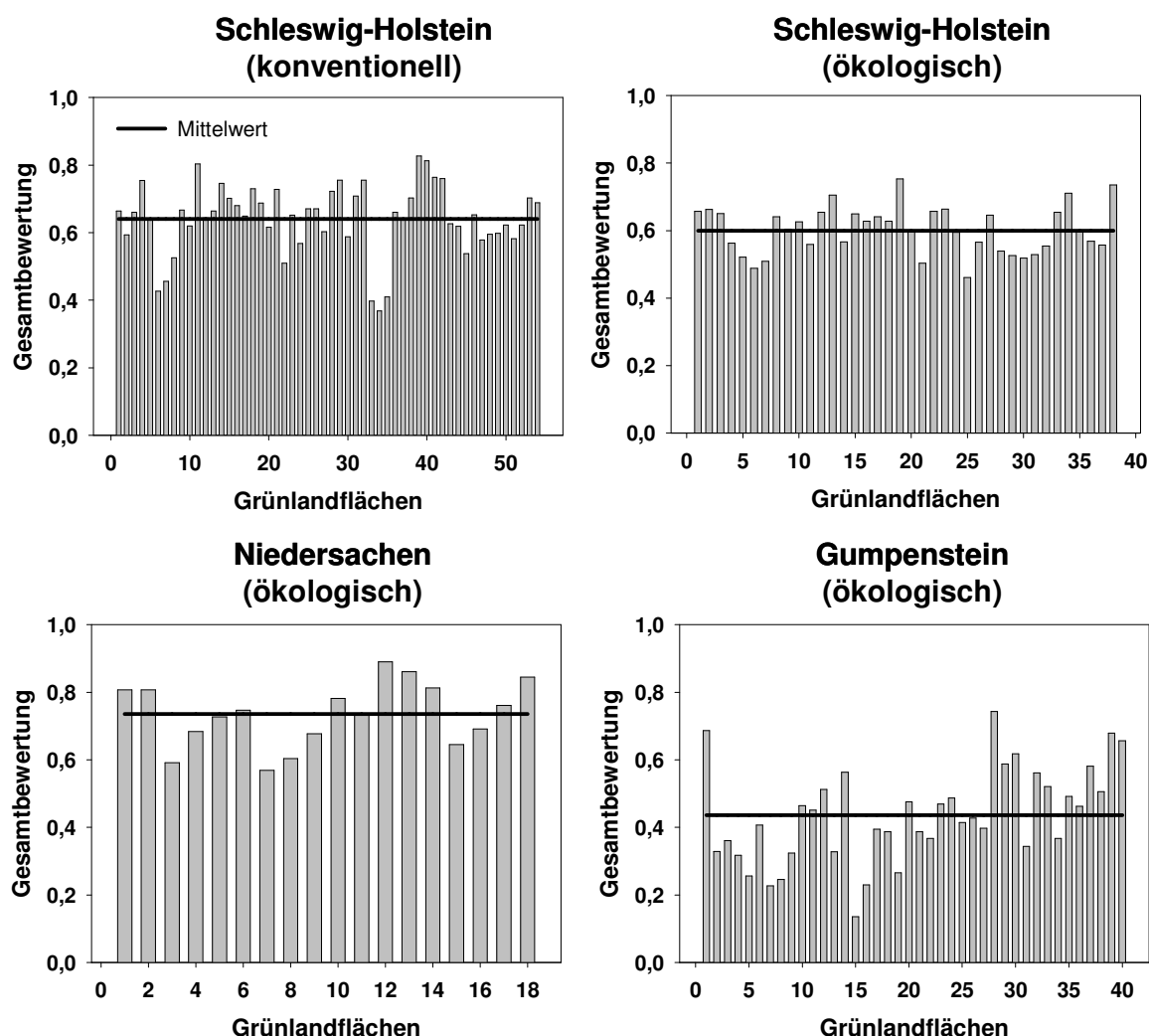


Abb. 2.4 Gesamtbewertung der Regionen Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Gumpenstein im Durchschnitt aller Indikatoren. Jede Säule kennzeichnet eine Fläche.

Fig. 2.4 Evaluation of the regions Schleswig-Holstein, Lower Saxony and Gumpenstein as mean of all single indicators. Each column represents one sward.

### 2.7.3 Bewertung der Bestände der alpinen Bergregion Gumpenstein

Abb. 2.3 zeigt die Einordnung der einzelnen Flächen für die Region Gumpenstein hinsichtlich aller zur Verfügung stehenden Indikatoren ohne die Bodengehaltsklassen. In Abb. 2.4 ist ergänzend die abschließende Gesamtbewertung der Flächen abgebildet. Der Indikator Futterwertzahl zeigt weniger starke Schwankungen als dies für Norddeutschland verzeichnet wurde, doch liegt der Mittelwert deutlich niedriger mit einer Bewertung von 0,2. Die Leguminosen- und Krautanteile werden mit 0,56 bzw. 0,31 im Durchschnitt schlecht bewertet. Insgesamt schwanken die Anteile an Leguminosen der untersuchten Bestände zwischen 0-40 % und die Krautanteile zwischen 10-73 % im Bestand. Der RP-Gehalt erhält im Mittel mit 0,89 eine hohe Bewertung. Optimale Energiedichten von 6 MJ NEL kg<sup>-1</sup> TM

werden auf keiner Fläche erreicht und so ist die durchschnittliche Bewertung von 0,4 sehr gering. Eine weitere Schwachstelle in diesem Untersuchungsgebiet ist ebenso wie in Norddeutschland die Bodennährstoffversorgung, die im Mittel für die Phosphatgehalte mit 0,2 und für Kalium mit 0,5 abschneidet (Daten nicht dargestellt).

Die anschließende Gesamtbewertung mit mittleren Boniturnoten von 0,14-0,74 und einem Mittelwert von 0,44 fällt im Vergleich zu Norddeutschland deutlich ab. In der Darstellung der Gesamtbewertung sind die Flächen 1-18 als Zweischnitt-, die Flächen 19-36 als Dreischnitt- und die Flächen 37-40 als Vielschnittflächen genutzt worden. Es kann festgehalten werden, dass bei Betrachtung der unterschiedlichen Bewirtschaftungsintensität für die Zweischnittflächen Gesamtbewertungen von im Durchschnitt 0,36, für die Dreischnittflächen von 0,46 und für die Vielschnittflächen von 0,57 festzuhalten sind, so dass eine steigende Nutzungsintensität die Gesamtbewertung für diese Region verbessert.

Insgesamt zeigt die Extrapolation auf alpine Standorte, dass die Anwendbarkeit des Ansatzes für semi-intensiv und extensiv genutzte Glatthaferwiesen die Aussagefähigkeit der Indikatoren im Sinne der Produktionsfunktion bestätigt. Es wird deutlich, dass die abgeleiteten Optimalbereiche der Bewertungsfunktionen für Parameter, wie die FWZ und die Energiegehalte, die als limitierend für eine hohe Milchleistung beschrieben wurden, unter den gegebenen Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen (~ 3 Schnitte) nicht erreichbar sind. In der Konsequenz sind die beschriebenen Glatthaferwiesen als Grenzregion einer leistungsorientierten Milchviehfütterung anzusprechen.

## **2.8 Diskussion**

### **2.8.1 Auswahlkriterien von Indikatoren**

Motiviert durch die aktuellen politischen Rahmenbedingungen und der Forderung mit geeigneten Indikatoren das Prinzip der Nachhaltigkeit verschiedener Landnutzungssysteme in die Praxis umzusetzen, wurde in der vorliegenden Studie ein Indikatoransatz für intensiv genutztes Grünland entwickelt. Bisher angewandte Methoden zur Bewertung der Nachhaltigkeit in diesem Bereich konzentrieren sich ausschließlich auf einzelne, nicht vernetzte Indikatoren (N- und Energiebilanz, Ertrag, Futterqualität) und ermöglichen weder eine Gesamtbewertung von Grünlandssystemen noch eine Schwachstellenanalyse im Hinblick auf mögliche Verbesserungen in der Bewirtschaftung.

Für die Auswahl der Indikatoren im hier präsentierten Ansatz galt es sowohl eine einfache Datenerhebung verbunden mit geringen Kosten (vgl. SCHRÖDER et al., 2004) als auch die Umsetzbarkeit (Benutzerfreundlichkeit) in der Praxis zu gewährleisten. Dabei wurden sowohl Indikatoren zur Abschätzung des potentiellen Futterwertes als auch der aktuellen Leistung und ökologischer Effekte betrachtet. Bisher bestehende Gesamtbetriebsmodelle (z.B. REPRO (HÜLSBERGEN, 2003)) konzentrieren stark auf den Pflanzenbau (HALBERG et al.,

2005) und stellen somit in ihrer Bewertung kaum Verknüpfungen der Einzelsysteme Boden-Pflanze-Tier her. Um den Bereich Grünlandbewirtschaftung und intensive Milchproduktion zu vernetzen, wurden neben rein pflanzenbaulich orientierten Indikatoren Schlüsselparameter, die auch den Bereich der potentiellen tierischen Leistung und der relevanten Indikatoren zur Bewertung des Bodens umfassen, in den vorgestellten Ansatz integriert.

Zum einen ist dies der *Leguminosenanteil*, dem im Hinblick auf eine nachhaltige Grünlandbewirtschaftung eine Indikatorfunktion zuteil werden muss, da sowohl die Nährstoff- und Energiebilanz über eine Substitution des Mineraldüngers entlastet (WACHENDORF, 2002; KELM, 2003), als auch die Futterqualität des Grundfutters (TROTTE et al., 2004) erhöht werden kann. Zum anderen ermöglicht die Implementierung der *RP-Gehalte* als Bewertungsparameter eine Verknüpfung der Komponenten Pflanze-Tier-Boden. Optimierte N-Gehalte im vorliegenden Indikatoransatz sind auf der einen Seite auf eine hohe Milchleistung abgestimmt und minimieren auf der anderen Seite die N-Verluste durch eine Verringerung der N-Ausscheidungen (HOF et al., 1997; FRANK & SWENSSON, 2002) und stellen somit ein Maß für die Vewertungseffizienz der N-Düngung dar. Ergänzend bietet der RP-Gehalt als Indikator im Vergleich zur N-Bilanz laut Düngeverordnung (ANONYM, 2006) den Vorteil einer leichten und validen Datenzugänglichkeit verbunden mit zusätzlichen Informationen über die potentielle tierische Leistung.

Ein weiterer Schlüsselparameter ist die *Bodennährstoffversorgung*, die bislang nur zur Ermittlung optimaler Düngungsempfehlungen (vgl. ANONYM<sub>2</sub>, 2006) Bedeutung erlangt hat und derzeit lediglich in der Schweiz (ANONYM<sub>2</sub>, 2003) in einen Indikatoransatz eingebunden ist.

Der vorliegende Ansatz bietet somit erstmalig die Möglichkeit, eine umfassende Vernetzung der Bereiche Pflanze-Boden-Tier in einen Ansatz zu integrieren, der neben einer gesicherten Datenerfassung aussagekräftige Indikatoren hinsichtlich der Bonität, der Bestandesdegradation und der potentiellen und aktuellen Futterqualität und Ertragsleistung zusammenführt.

### **2.8.2 Anwendbarkeit des Ansatzes und Schwachstellenanalyse der Regionen**

Komplexe Indikatorsysteme, wie auch in diesem Ansatz gezeigt, beinhalten eine Vielzahl von bewertenden Parametern, die aufgrund z.T. inverser Beziehungen (z.B. Ertrag und Energiedichte) nicht alle gleichzeitig optimiert werden können. So zeigt schon die Betrachtung der einzelnen Untersuchungsflächen in einer Region erhebliche Variation für einzelne Indikatoren (vgl. Abb. 2.3). Eine Darstellungsmöglichkeit, um Schwachstellen in einem Untersuchungsgebiet aufzuzeigen, bietet die Netzdiagrammtechnik. Diese bildet die Mittelwerte der Einzelindikatoren in Form eines Netzes ab (Abb. 2.5), so dass Werte, die am

Rande des Netzes liegen eine positive Bewertung ausdrücken, wohingegen Werte, die dicht am Mittelpunkt liegen, eine negative Bewertung implizieren.

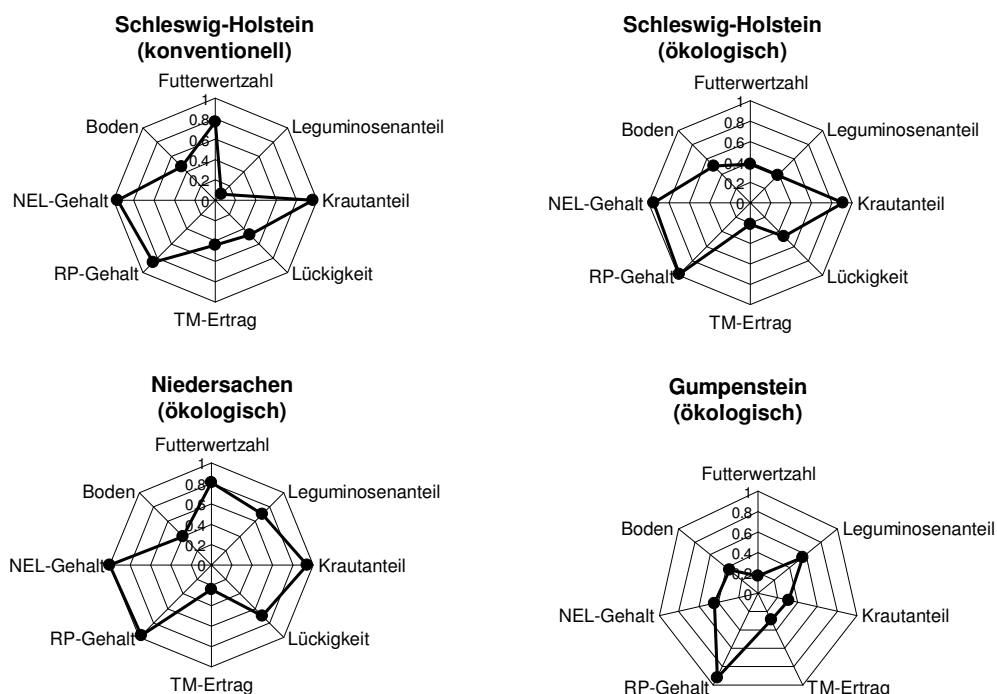


Abb. 2.5 Darstellung der Schwachstellenanalyse in Form von Netzdiagrammen für die einzelnen Untersuchungsregionen Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Gumpenstein.

Fig. 2.5 Presentation of chinks given as net-diagramm for the regions Schleswig-Holstein, Lower Saxony and Gumpenstein.

Für konventionell bewirtschaftete Grünlandflächen in Schleswig-Holstein sind insbesondere die Leguminosenanteile und die Bodennährstoffgehalte negativ zu bewerten. Ferner besteht Potential, die überwiegend zu hohen RP-Gehalte (vgl. Abb. 2.3) durch eine angepasste Düngung zu reduzieren (vgl. TROTT et al., 2004) und somit den vorgegebenen Optimalbereich von 14-18 %, der ökonomisch für eine hohe Milchleistung ausreicht, besser zu treffen und damit das Verlustpotential intensiv gedüngter Bestände zu reduzieren. Hinsichtlich der Futterqualität, der Ertragsleistung und auch im Hinblick auf die Persistenz sind die Flächen insgesamt positiv zu beurteilen. Die durchschnittlichen Bodennährstoffgehalte sind kritikwürdig, so dass die derzeit praktizierte Düngung und Kontrolle der Bodennährstoffgehalte verbessert werden kann. In den hohen mineralischen N-Düngergaben ist eine Ursache für die geringen Leguminosenanteile begründet, da diese



durch die steigende Konkurrenzkraft der Gräser mit zunehmender N-Intensität verdrängt werden (TROT, 2003).

Die vergleichsweise geringen Ertragsleistungen im Mittel der geprüften Flächen und die großen Ertragsunterschiede der konventionell bewirtschafteten Flächen zeigen, dass durch ein optimiertes Management bzw. durch Pflegemaßnahmen durchaus Brutto-TM-Erträge  $>126 \text{ dt TM ha}^{-1}\text{a}^{-1}$  für intensiv genutzte Bestände erreichbar sind. So liegen 6 Flächen im Optimalbereich der Bewertung, jedoch ca. die Hälfte der betrachteten Flächen erreichen  $<100 \text{ dt TM ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ , was u.a. auf die mangelnde Phosphat- und Kaliumversorgung (Bodengehaltsklasse A) der Böden zurückgeführt werden kann. Auch Ergebnisse der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (THOMSEN, 2007) verweisen auf starke Ertragsschwankungen hinsichtlich der Netto-TM-Erträge von Grassilage, die im Hinblick auf eine Reduktion von Grundfutterkosten verbesserungsfähig sind. Brutto-Ertragsleistungen  $>100 \text{ dt TM ha}^{-1}\text{a}^{-1}$  werden für leistungsfähige Grünlandnarben in dieser Region auch in dieser Untersuchung bestätigt (THOMSEN, 2007).

Auf den ökologisch bewirtschafteten Vergleichsflächen wurden im Mittel nur geringe Futterwertzahlen erreicht, wobei die Energiegehalte dennoch optimal erscheinen. Es kann geschlussfolgert werden, dass bei einem Vergleich konventionell und ökologisch bewirtschafteter Flächen die Nutzungshäufigkeit den wichtigsten Einflussfaktor auf die Futterqualität und die Ertragsleistung darstellt, da die untersuchten Bestände für diese Indikatoren durchaus gleiches Potential zeigen. Der Einfluss der mineralischen N-Düngung zeigt sich durch einen Vergleich der Leguminosenanteile, die in den konventionell bewirtschafteten Flächen geringer sind als in den ökologisch bewirtschafteten (vgl. WACHENDORF & TAUBE, 2001). Dennoch besteht auch hier insbesondere für letztere Verbesserungsbedarf, da die symbiotische N-Fixierung neben organischen N-Düngern die einzige zusätzliche N-Quelle der ökologisch bewirtschafteten Bestände darstellt. Die Bodennährstoffversorgung der ökologisch bewirtschafteten Flächen ist ebenso wie die der konventionellen negativ zu beurteilen und eine Ursache der geringen Leguminosenanteile und Ertragsleistungen.

Für die Region Niedersachsen, in der ökologisch bewirtschaftete Flächen untersucht wurden, zeigt sich ein ähnlicher Zusammenhang. Für diese Region ist lediglich der Parameter Bodennährstoffversorgung in der Gesamtwertung derjenige, der Optimalbereiche nur selten erreichen kann und damit die Gesamtbewertung nach unten korrigiert. Insgesamt zeigen sich für diese Region die besten Bewertungen. Eine Mangelsituation (Versorgungsstufe A) insbesondere für Phosphat ist kritisch zu beurteilen und zeigt, dass auch in dieser Region erhebliches Potential besteht, die damit verbundenen geringen Ertragsleistungen zu verbessern.

Zur Möglichkeit der Extrapolation auf alpine Regionen wurde ein Datensatz der Bergregion Gumpenstein betrachtet. Pflanzensoziologisch dominieren in der Region Glatthaferwiesen (*Arrhenatheretalia*), die sich botanisch stark von den *Lolio-Cynosuretum*-Gesellschaften der norddeutschen Tiefebene unterscheiden. Sowohl die Bewertung der Futterwertzahl, der funktionellen Gruppen an Leguminosen und Kräutern, der TM-Erträge, der Bodennährstoffgehalte als auch der Energiegehalte fällt im Vergleich zur norddeutschen Tiefebene ab und spiegelt damit die Sensitivität der gewählten Indikatoren wider. Aufgrund der standörtlichen Gegebenheiten sind die der Untersuchung zur Verfügung stehenden Bestände botanisch durch hohe Leguminosen- und Krautanteile definiert, die stabile Bestände der Region abbilden (BUCHGRABER, 2000), aber hinsichtlich der Ertragsleistung und Futterqualität nicht mit Intensivregionen Norddeutschlands zu vergleichen sind. Für diese Region sind damit in der Konsequenz Indikatoren zu entwickeln, die ergänzende Aspekte der Multifunktionalität des Grünlandes (z.B. botanische Diversität) betrachten und bewerten und nicht ausschließlich auf eine Maximierung der Futterqualitätsleistung im Sinne der Produktionsfunktion abzielen.

Der vorgestellte Indikatoransatz kann in Abhängigkeit von der Datenverfügbarkeit variiert werden. Insbesondere dem ersten Aufwuchs kommt aufgrund einer hohen Futterqualität und der höchsten Ertragsleistung am Gesamt-TM-Ertrag die größte Bedeutung zu (TROTT, 2003), so dass für diesen ergänzend Bewertungsfunktionen angewendet werden können. Damit wird ferner gewährleistet, dass neben ausschließlich schnittgenutzten Beständen auch eine Anwendung des Ansatzes für Mähweidenutzungen mit hohem Weideanteil (1 Schnitt mit Nachweiden) durchgeführt werden kann, da die Ertragskalkulation und Futterqualitätsanalyse in beweideten Systemen schwer durchführbar und mit Fehlern behaftet ist. Die Bewertungsfunktionen für den 1. schnittgenutzten Aufwuchs der Indikatoren der Säule 1 (potentielle Leistungen) bleiben dabei wie auch die RP-Gehalte und Bodennährstoffklassen unverändert, wohingegen die Energiedichte (NEL-Gehalte) und die TM-Ertragsleistungen angepasst werden. In diesem Fall ergibt sich der Optimalbereich des TM-Ertrags bei  $> 40 \text{ dt ha}^{-1}$  und des Energiegehaltes bei  $> 6,4 \text{ MJ NEL kg}^{-1} \text{ TM}$ . Die Funktionsgleichungen dieser Indikatoren sind ebenfalls in der Anhangstabelle dargestellt.

## 2.9 Schlussfolgerung

Der beschriebene Ansatz stellt erstmalig ein Instrument zum Nachweis der guten fachlichen Praxis für die Bewirtschaftung von intensiv genutztem Grünland zur Verfügung, das ebenso für die Praxisberatung als auch für politische Entscheidungsträger als Bewertungsinstrument geeignet ist. Es wird die Möglichkeit eröffnet, den Bereich der intensiven Grünlandbewirtschaftung detailliert anhand weniger, aussagekräftiger Indikatoren zu

beschreiben und zu bewerten. Diese erfüllen die Anforderungen einer gesicherten Datenverfügbarkeit, Plausibilität, Reproduzierbarkeit und Relevanz. Insbesondere im Hinblick auf die Erfassung der Persistenz leistungsfähiger Bestände vor dem Hintergrund neuer politischer Rahmenbedingungen können aus den Ergebnissen Handlungsbedarfspotentialer aufgezeigt werden, um die Grünlandbewirtschaftung ökonomisch produktiv, dabei aber gleichzeitig ökologisch verantwortlich zu gestalten.

Es hat sich gezeigt, dass die ausgewählten Indikatoren sowohl den Einfluss der Nutzungshäufigkeit als auch der mineralischen N-Düngung für intensiv genutzte Grünlandbestände Norddeutschlands wiedergeben. Eine Übertragung auf eine extensivere Bewirtschaftung (geringere Nutzungshäufigkeit und geringeres Düngungsniveau) ist aufgrund der primären Ausrichtung der Bewertungsfunktionen anhand der Produktionsfunktion mit einer abfallenden Bewertung verbunden. Dies impliziert, dass weiterer Forschungsbedarf besteht, auch für diese Nutzungssysteme eine detaillierte Nachhaltigkeitsbewertung im Sinne der Multifunktionalität des Grünlandes zu gewährleisten, die sich anhand weiterer ergänzender Indikatoren ableiten muss. Eine abschließende Boniturnote, die zum Vergleich von Grünlandflächen ausgegeben werden kann, bietet ferner einen Anreiz für die landwirtschaftliche Praxis, das Grünland nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis zu bewirtschaften und anhand einer Note einen Nachweis zur Dokumentation einer nachhaltigen Bewirtschaftung zu erhalten.

### **Danksagung**

Wir bedanken uns bei Herrn G. Lange der Landwirtschaftskammer Hannover und Dr. E. Pötsch und Dr. K. Buchgraber der BAL Gumpenstein für die Bereitstellung der Datensätze zur Validierung. Die vorliegende Arbeit wurde mit finanzieller Unterstützung durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) im Rahmen des Stipendenschwerpunktes 'Indikatoren für eine nachhaltige Landnutzung' ermöglicht.

## 2.10 Literatur

- ANONYM<sub>1</sub>, 1999: Agrarreport Schleswig-Holstein. Ministerium für ländliche Räume, Landwirtschaft, Ernährung und Tourismus des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.) Schleswig-Holstein, Kiel.
- ANONYM<sub>2</sub>, 1999: Öko-Landbau, Wasserschutz, Elbe-Weser Dreieck, Abschlussbericht 1999. Ein Gemeinschaftsprojekt von Landwirtschaftskammer Hannover, Ökoring Niedersachsen und der Gesellschaft für Ressourcenschutz.
- ANONYM, 2002: Grünlandbewirtschaftung- produktiv und umweltverträglich. Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e.V. (Hrsg.) *Merkblatt 328*.
- ANONYM<sub>1</sub>, 2003: Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 des Rates vom 29. September 2003 mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe (Amtsblatt Nr. L 270 vom 21.10.2003, S. 1 – 69).
- ANONYM<sub>2</sub>, 2003: Agrar-Umweltindikatoren- Machbarkeitsstudie für die Schweiz. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, FAL Reckenholz (Hrsg.) *Schriftenreihe der FAL 47*.
- ANONYM, 2004: Verordnung (EG) Nr. 796/2004 der Kommission vom 21. April 2004 mit Durchführungsbestimmungen zur Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen, zur Modulation und zum Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem nach der Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 des Rates mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe (Amtsblatt Nr. L 141 vom 30.4.2004, S. 18 – 58).
- ANONYM<sub>1</sub>, 2005: Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. S.79. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hrsg.) Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup.
- ANONYM<sub>2</sub>, 2005: Betriebswirtschaftliche Mitteilungen der Landwirtschaftskammer- Tierreport 2005. Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (Hrsg.) *Heft 586/2006*. Schleswig-Holstein, Kiel.
- ANONYM<sub>1</sub>, 2006: Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung). Bundesgesetzblatt Jahrgang 2006, Teil I Nr. 2, ausgegeben am 13.01.2006.
- ANONYM<sub>2</sub>, 2006: Richtwerte für die Düngung. Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (Hrsg.) 19. Aufl. 78 S.

- BERG, M., EISELE, J.A. & L. SCHULZE PALS, 2003: Umweltindikatoren als Element agrarpolitischer Maßnahmen- Möglichkeiten und Grenzen aus Sicht der Administration. *agrarspectrum* **36**, 85-96.
- BLATTMANN, W., 1966: *Proceedings of the 10<sup>th</sup> International Grassland Congress*. In: KLAPP, E., 1971: Wiesen und Weiden- Eine Grünlandlehre. Paul Parey, Berlin, Hamburg.
- BRAUN-BLANQUET, J., 1964: Pflanzensoziologie. Springer Verlag. 3. Aufl., Wien, New York.
- BREITSCHUH, G., ECKERT, H., FEIGE, H., GERNAND, U. & D. SAUERBECK, 2004: Entwicklung eines Umweltcontrolling-/Umweltoptimierungssystems in der Landwirtschaft. Forschungsbericht 201 94 108. *UBA Texte* **17/04**.
- BREVES, G., & M. RODEHUTSCORD, 2000: Gibt es Grenzen in der Zucht auf Milchleistung?- Aus der Sicht der Physiologie. 1-4. 27. Viehwirtschaftliche Fachtagung. 6.-8. Juni, 2000. BAL Gumpenstein.
- BRÜNNER, F., 1954: Nährstoff- und Mineralstoffgehalte einiger Grünlandpflanzen. *Die Phosphorsäure* **14**, 131-144.
- BUCHGRABER, K., 2000: Wichtige Aspekte für die Bewertung des Grünlandes. *Der Sachverständige* **4**, 151-157.
- BULLOCK, J.M., HILL, B.C., DALE, M.P. & J. SILVERTOWN, 1994: An experimental study of the effects of sheep grazing on vegetation change in a species poor grassland and the role of seedling recruitment into gaps. *Journal of Applied Ecology* **31**, 493-507.
- CONIJN, J.G., VELTHOF, G.L. & F. TAUBE, 2002: General introduction In: CONIJN, J.G., VELTHOF, G.L. & F. TAUBE (eds.) Grassland resowing and grass-arable crop rotations. *International workshop on agricultural and environmental issues*, Wageningen, The Netherlands, 18-19 April, 2002. Plant Research International B. V., Wageningen, Report 47.
- COSGROVE, D., CROPPER, J. & D. UNDERSANDER, 2001: Guide to Pasture Condition Scoring & Pasture Condition Score Sheet. USDA-NRCS Grazing Lands Technical Institute.
- CURLL, M.L., 1982: The grass and clover content of pastures grazed by sheep. *Herbage Abstracts* **52**, 403-411.
- DALAL, R.C., LAWRENCE, P., WALKER, J., SHAW, R.J., LAWRENCE, G., YULE, D., DOUGHTON, J.A., BOURNE, A., DUIVENEVOORDEN, L., CHOY, S., MOLONEY, D., TURNER, L., KING, C. & A. DALE, 1999: A framework to monitor sustainability in the grains industry. *Australian Journal of Experimental Agriculture* **39**, 605-620.
- DEINUM, B., 1981: The influence of physical factors on the nutrient content of forages. *Meded. Landbouwhoges. Wageningen* **81**, 1-18.
- DIJKSTRA, N.D., 1958: Die Verluste bei der Graskonservierung. *Futterkonservierung* **4**, 18-30.
- DOLL, H., 1999: Betriebliche Konzentration und räumliche Schwerpunktbildung in der Milchkuhhaltung. *Landbauforschung Völkenrode* **49**, 200-223.

- ECKERT, H. & G. BREITSCHUH, 1994: Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft (KUL)- Eine Methode zur Analyse und Bewertung der ökologischen Situation von Landwirtschaftsbetrieben, *Archiv für Acker-und Pflanzenbau und Bodenkunde* **38**, 149-163.
- ELGERSMA, A., 1998: Recent advances in grassland agronomy. *Grassland Science in Europe* **3**, 607-618.
- ERNST, P. & C. BERENDONK, 2003: Nutzungsmanagement für eine qualitätsorientierte Futterproduktion bei hoher tierischer Leistung. 53-61. *Vorträge der DLG-Grünlandtagung vom 26. Juni 2006 Haus Riswick, Kleve.*
- FAIRBAIRN, C.G. & B. THOMAS, 1959: The potential nutritive value of some weeds common to northeast England. *Journal of the British Grassland Society* **14**, 36-46.
- FISHER, G.E.J., BAKER, L.J. & G.E.D. TILEY, 1996: Herbage production from swards containing a range of grass, forbs and clover species under extensive management. *Grass and Forage Science* **51**, 58-72.
- FRAME, J. & P. NEWBOULD, 1986: Agronomy of white clover. *Advances in Agronomy* **40**, 1-88.
- FRANK, B. & C. SWENSSON, 2002: Relationship between content of crude protein in rations for dairy cows and milk yield, concentration of urea in milk and ammonia emissions. *Journal of Dairy Science* **85**, 1829-1838.
- GIBB, M.J., HUCKLE, C.A., NUTHALL, R. & A.J. ROOK, 1999: The effect of physiological state (lactating or dry) and sward surface height on grazing behaviour and sward surface height on grazing behaviour and intake by dairy cows. *Applied Animal Behaviour Science* **63**, 269-287.
- HALBERG, N., VERSCHUUR, G. & G. GOODLASS, 2005: Farm level environmental indicators; are they useful? An overview of green accounting systems for European farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **105**, 195-212.
- HECTOR, A., SCHMID, B., BEIERKUHNLEIN, C., CALDEIRA, M.C., DIEMER, M., DIMITRAKOPOULOS, G., FINN, J.A., FREITAS, H., GILLER, P.S., GOOD, J., HARRIS, R., HÖGBERG, P., HUSS-DANNELL, H., JOSHI, J., JUMPPONEN, A., KÖRNER, C., LEADLEY, W., LOREAU, M., MINNS, A., MULDER, C.P.H., O'DONOVAN, G., OTWAY, S.J., PEREIRA, J.S., PRINZ, A., READ, D.J., SCHERER-LORENZEN, M., SCHULZE, E.-D., SIAMANTZIOURAS, A.-S. D., SPEHN, E.M., TERRY, A.C., TROUMBIS, A.Y., WOODWARD, F.I., YACHI, S., & J.H. LAWTON, 1999: Plant Diversity and Productivity Experiments in European Grasslands. *Science* **286**, 1123-1127.
- HERRMANN, A., KELM, M., KORNHER, A. & F. TAUBE, 2005: Performance of grassland under different cutting regimes as affected by sward composition, nitrogen input, soil conditions and weather – a simulation study. *European Journal of Agronomy* **22**, 141-158.

- HÖHN, E., 1989: Feldverluste bei der Futterernte- Schicksal oder Nachlässigkeit? *Landwirtschaft Schweiz* **2**, 281-283.
- HOF, G., VERVOORN, M.D., LENAERS, P.J. & S. TAMMINGA, 1997: Milk urea nitrogen as a tool to monitor the protein nutrition of dairy cows. *Journal of Dairy Science* **80**, 3333-3340.
- HÜLSBERGEN, K.-J., 2003: Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Habilitationsschrift. Universität Halle-Wittenberg. Shaker Verlag, Aachen.
- JONKER, J.S., KOHN, R.A. & R.A. ERDMAN, 1999: Milk urea nitrogen target concentrations for lactating dairy cows fed according to National Research Council recommendations. *Journal of Dairy Science* **82**, 1261-1273.
- KÄDING, H., SCHALITZ, G. & W. LEIPNITZ, 1993: Veränderungen der Gehalte an pflanzlichen Inhaltsstoffen durch extensive Bewirtschaftung von Niedermoorgrünland. *Das Wirtschaftseigene Futter* **39**, 157-167.
- KELM, M., 2003: Strategies for sustainable agriculture with particular regard to productivity and fossil energy use in forage production and organic arable farming. Dissertation. Universität Kiel. *Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*, **34**.
- KELM, M., WACHENDORF, M., TROTT, H., VOLKERS, K. & F. TAUBE, 2004: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils – Results from an integrated research project. III. Energy efficiency in forage production from grassland and maize for silage. *Grass and Forage Science*, **59**, 69-79.
- KELM, M., HÜWING, H., VEREET, J.A. & F. TAUBE, 2006: COMPASS- Vergleichende Analyse der pflanzlichen Produktion auf ökologischen und konventionellen Praxisflächen in Schleswig-Holstein. 160 S. Endbericht.
- KLAPP, E., 1949: Landwirtschaftliche Anwendungen der Pflanzensoziologie. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- KLAPP, E., BOEKER, P., KÖNIG, F. & A. STÄHLIN, 1953: Wertzahlen der Grünlandpflanzen- Das Grünland. 38-40. Shaper Verlag. Hannover.
- KLAPP, E. 1965: Grünlandvegetation und Standort. Paul Parey, Berlin, Hamburg.
- KLAPP, E., 1971: Wiesen und Weiden. Paul Parey, Berlin, Hamburg.
- KOLVER, E.S. & L.D. MULLER, 1998: Performance and nutrient intake of high producing Holstein cows consuming pasture or a total mixed ration. *Journal of Dairy Science* **81**, 1403-1411.
- KORNHER, A., NYMAN, P. & F. TAUBE, 1991: Ein ComputermodeLL zur Berechnung der Qualität und Qualitätsveränderung von gräserdominierten Grünlandaufwüchsen aus Witterungsdaten. *Das Wirtschaftseigene Futter* **37**, 232-248.

- KRYSZAK, J., 2004: Grass- legume mixtures in arable crop rotations. *Grassland Science in Europe* **9**, 535-537.
- LÜTKE ENTRUP, N., 2003: Erfahrungen und Ergebnisse aus Hochleistungsbetrieben mit integrierter Grünlandwirtschaft in NRW. 43-53. *Vorträge der DLG- Grünlandtagung vom 26. Juni 2006 Haus Riswick*, Kleve.
- MAINZ, A. K., 1995: Futterqualität und Konservierungseigenschaften verbreiteter Grünlandkräuter. Dissertation. Justus-Liebig-Universität. Gießen.
- MERTENS, D.R., 1994: Regulation of forage intake. In: FAHEY, G.C., COLLINS, M., MERTENS, D.R. & L.E. MOSER (eds.) Forage quality, evaluation, and utilisation. ASA-CSSA-SSSA, Madison, WI. 450-493.
- NEHRING, W. & B. KÜSTERMANN, 2003: Anwendung von 'REPRO' im Praxisbetrieb. In: GIRNAU, M., HÖVELMANN, L., WAHMHOF, W., WOLF, W. & H. WURL (Hrsg.) Nachhaltige Agrar- und Ernährungswirtschaft. 109-119, Band 56. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- NESHEIM, L., 1986: A grassland survey in Nordland, North Norway. 3. Feed quality parameters and yield. In: ISSELSTEIN, J., 1994: Zum futterbaulichen Wert verbreiteter Grünlandkräuter. Habilitationsschrift. Justus-Liebig-Universität. Gießen
- NEWBOULD, P., HOLDING, A.J., DAVIES, G.J., RANGELEY, A., COPEMAN, G.J.E, DAVIES, A., FRAME, J., HAYSTEAD, A., HERRIOTT, J.B.D., HOLMES, J.C., LOWE, J.F., PARKER, J.W.G., WATERSON, H.A., WILDIG, J., WRAY, J.P. & D. YOUNIE, 1982: The effect of Rhizobium inoculation on white clover in improved hill soils in the United Kingdom. *Journal of Agricultural Science* **99**, 591-610.
- PALME, H., 1999: Presentation of the Austrian MAB-Project "Changing Agriculture and Landscape. 1-2. In: BAL Gumpenstein (Hrsg.) *EUROMAB-Symposium- Programm und Kurzfassung der Vorträge*.
- PEYRAUD, J.L. & L. ASTIGARRAGA, 1998: Review of the effect of nitrogen fertilization on the chemical composition, intake, digestion and nutritive value of fresh herbage: Consequences on animal nutrition and N balance. *Animal Feed Science and Technology* **72**, 235-259.
- RHODES, I. & J. WEBB, 1993: Improvement of white clover. *Outlook Agriculture* **22**, 189-194.
- SANDERSON, M.A., SODER, K.J., MULLER, L.D., KLEMENT, K.D., SKINNER, R.H. & S.C. GOSLEE, 2005: Forage mixture productivity and botanical composition in pasture grazed by dairy cattle. *Agronomy Journal* **97**, 1465-1471.
- SAS INSTITUTE, 1995: SAS User's Guide 6.11. Cary, NC, USA: SAS Institute Ltd.
- SCHELLBERG, J. & F.J. SCHOCKEMÖHLE, 2000: Optimizing milk production on dairy farms primarily based on permanent grassland. *Grassland Science in Europe* **5**, 302-305.



- SCHRÖDER, J.J., SCHOLEFIELD, D., CABRAL, F. & G. HOFMAN, 2004: The effects of nutrient losses from agriculture on ground and surface water quality: the position of science in developing indicators for regulation. *Environmental Science and Policy* **7**, 15-23.
- SCHULZE, J., 2004: How are nitrogen fixation rates regulated in legumes? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **167**, 125-137.
- SCHWARZ, F., 1999: Kann die Qualität des Grundfutters der Leistungssteigerung in der Milchviehhaltung folgen? 29-41. *Vorträge der DLG- Grünlandtagung vom 29. Juni 1999 Betzigau/Allgäu*.
- SLEUGH, B., MOORE, K.J., GEORGE, J.R. & E.C. BRUMMER, 2000: Binary legume-grass mixtures improve forage yield, quality, and seasonal distribution. *Agronomy Journal* **92**, 24-29.
- SMIT, H., 2005: Perennial ryegrass for dairy cows: Effects of cultivar on herbage intake during grazing. Ph.D. Thesis, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.
- Søegaard, K., Eriksen, J. & I. Sillebæk Kristensen, 2002: Grassland cultivation in Denmark. In: CONIJN, J.G., VELTHOF, G.L. & F. TAUBE (eds.) Grassland resowing and grass-arable crop rotations. *International workshop on agricultural and environmental issues*, Wageningen, The Netherlands, 18-19 April, 2002. Plant Research International B. V., Wageningen, Report 47.
- STRODTHOFF, J., 2003: Heterogenität der Grasnarbe bei selektiver Beweidung von extensiviertem Niedermoorgrünland. Dissertation Universität Göttingen.
- SÜDEKUM, K.-H., TAUBE, F., WÖRNER, M. & K. PABST, 1994: Slot-seeding of white clover into a perennial pasture: Impact on nutritive value estimated in vivo and in vitro. *Das Wirtschaftseigene Futter* **40**, 129-141.
- TAMMINGA, S. & K.-H. SÜDEKUM, 2000: Optimize feeding value of forage protein. In: SØEGAARD, K., OHLSSON, C., SEHESTED, J., HUTCHINS, N.J. & T. KRISTENSEN (eds.) Grassland Farming. Balancing Environmental and Economic Demands. *Grassland Science in Europe* **5**, 143-156.
- TAUBE, F., WACHENDORF, M. & A. KORNER, 1995: Leistungsfähigkeit weißkleebasierter Produktionssysteme auf dem Dauergrünland Norddeutschlands. *Das Wirtschaftseigene Futter* **41**, 28-42.
- THOMSEN, J., 2007: Grundfutterproduktion zu Vollkosten- Auswertungen der Spezialberatung weisen große Unterschiede auf. Bauernblatt 13. Ausgabe, S. 33-36.
- TILMAN, G.D., DUVICK, D.N., BRUSH, S.B., COOK, R.J., DAILY, G.C., HEAL, G.M., NAEEM, S. & D.R. NOTTER, 1999: Benefits of biodiversity. Task force report 133. Council for Agricultural Science and Technology, Ames, IA.
- T'MANNETJE, L. & R.M. JONES, 2000: Field and laboratory methods for grassland and animal production research. CABI Publishing, Wallingford, New York.

- TROTT, H., 2003: Mittelfristige Auswirkungen einer variierten Bewirtschaftungsform und N-Intensität auf Leistungsparameter und die Stickstoffbilanz von Dauergrünland. Dissertation. Universität Kiel. *Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*, **28**.
- TROTT, H., WACHENDORF, M., INGWERSEN, B. & F. TAUBE, 2004: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. I. Impact of defoliation system and nitrogen input on performance and N balance of grassland. *Grass and Forage Science* **59**, 41-55.
- TROXLER, J. & P. THOMET, 1988: Untersuchungen zur Ertragsleistung von kräuterreichen Wiesen. *Schweizerische Landwirtschaftliche Forschung* **27**, 167-180.
- VAN DER WERF, H.M.G. & J. PETIT, 2002: Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: A comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **93**, 131-145.
- VDLUFA, 1997: Verband deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (Hrsg.) „Phosphordüngung nach Bodenuntersuchung und Pflanzenbedarf“. Darmstadt, Sept. 1997. VDLUFA Verlag.
- VDLUFA, 2000: Verband deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (Hrsg.) „Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünlandböden“. Darmstadt, Sept. 2000. VDLUFA Verlag.
- VOIGTLÄNDER, G. & N. VOSS, 1979: Methoden der Grünlanduntersuchung und –bewertung. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- VOIGTLÄNDER, G. & H. JACOB, 1987: Grünlandwirtschaft und Futterbau. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- WACHENDORF, M. & F. TAUBE, 2001: Artenvielfalt und Leistungsmerkmale des Dauergrünlands im konventionellen und ökologischen Landbau in Nordwestdeutschland. *Pflanzenbauwissenschaften* **2**, 75-87.
- WACHENDORF, M., 2002: Umwelt- und Managementeffekte auf Leistungsparameter und die Überwinterung von Weißklee/Gras-Gemengen. Habilitationsschrift. Universität Kiel.
- WACHENDORF, M., BÜCHTER, M., TROTT, H., & F. TAUBE, 2004: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. II. Impact of defoliation system and nitrogen input on Nitrate leaching losses. *Grass and Forage Science* **59**, 56-68.
- WERMKE, M., 1974: Einfluss der Jahreszeit auf die stoffliche Zusammensetzung und die Verdaulichkeit von Futterpflanzen. *Das Wirtschaftseigene Futter* **20**, 10-21.
- WILMAN, D. & J.A. RILEY, 1993: Potential nutritive value of a wide range of grassland species. *Journal of Agricultural Science* **120**, 43-49.

**Anhangstabelle:**

Tab.A 2.1 Zusammenstellung der Funktionsgleichungen der Bewertungsfunktionen.

Tab.A 2.1 Regression equations of the weighting functions.

| Parameter   | Funktionsgleichungen der Bewertungsfunktionen  |
|---|--|
| <b>Futterwertzahl</b>   | $0$ für $x \leq 5$<br>$1/2 * (x-5)$ für $5 < x < 7$<br>$1$ für $x \geq 7$  |
| <b>%-Anteil Leguminosen</b>   | $1/20 * x$ für $0 < x \leq 20$<br>$1$ für $20 < x \leq 35$<br>$-1/15 * (x-35) + 1$ für $35 < x < 50$<br>$0$ für $x \geq 50$  |
| <b>%-Anteil obligate Unkräuter</b><br><br><b>%-Anteil fakultative Unkräuter</b> | $-1/10 * x + 1$ für $1 < x < 10$<br>$0$ für $x \geq 10$<br><br>$1$ für $0 < x \leq 20$<br>$-1/10 * (x-20) + 1$ für $20 < x < 30$<br>$0$ für $x \geq 30$                          |
| <b>%-Anteil Lücken</b>  | $-1/10 * x + 1$ für $0 < x < 20$<br>$0$ für $x \geq 20$  |
| <b>Brutto-Trockenmasse-Ertrag</b><br><br><b>1. Aufwuchs</b>                     | $0$ für $0 < x < 70$<br>$1/56 * (x-70)$ für $70 < x < 126$<br>$1$ für $x \geq 126$<br><br>$0$ für $0 \leq x \leq 35$<br>$1/5 (x-35)$ für $35 < x \leq 40$<br>$1$ für $x \geq 40$ |
| <b>Rohproteingehalt</b>   | $0$ für $0 < x \leq 8$<br>$1/6 * (x-8)$ für $8 < x \leq 14$<br>$1$ für $14 < x \leq 18$<br>$-1/4 * (x-18) + 1$ für $18 < x < 22$<br>$0$ für $x \geq 22$                          |
| <b>NEL-Gehalt</b><br><br><b>1. Aufwuchs</b>                                     | $0$ für $x \leq 5$<br>$1 * (x-5)$ für $5 < x < 6$<br>$1$ für $x \geq 6$<br><br>$0$ für $x \leq 5.4$<br>$1 * (x-5.4)$ für $5.4 < x < 6.4$<br>$1$ für $x \geq 6.4$                 |

## **Kapitel 3**

**Vergleichende Bewertung der Nachhaltigkeit intensiver Grünlandwirtschaft  
durch Weide- und Schnittnutzung unter Klimabedingungen Norddeutschlands**

**Comparative evaluation of the sustainability of intensive pasture and cutting  
systems for Northern Germany**

**K. Treyse, R. Loges, K.- H. Südekum, M. Wachendorf & F. Taube**

**akzeptiert zur Publikation in  
*German Journal of Agronomy***

### 3.1 Zusammenfassung

Die Bewertung der Nachhaltigkeit von Landnutzungssystemen mit Hilfe von Indikatoren hat in den letzten Jahren vor dem Hintergrund der Diskussion um die 'Gute fachliche Praxis' erheblich an Bedeutung gewonnen. Die intensive Grünlandbewirtschaftung von Deutsch-Weidelgras-Weißklee Pflanzengesellschaften wird zunehmend durch neue Rahmenbedingungen (EU-Wasserrahmenrichtlinie, Novellierung der Düngeverordnung, Cross Compliance) beeinflusst. Die vorliegende Literaturübersicht weist die Weide als optimales Haltungssystem für Rinder aus Sicht der Tiergerechtigkeit aus und zeigt Vorteile durch Einsparung an Maschinen-, Stall-, Tierarzt- und Exkrementlagerkosten. Intensive Schnittnutzungssysteme in Verbindung mit ganzjähriger Stallhaltung zeigen im Hinblick auf den Nährstoffkreislauf mengenmäßig geringere und besser quantifizierbare Verlustpfade auf. Während die Energiebilanz die Weidehaltung als effizientes System im Vergleich zur Schnittnutzung verbunden mit ganzjähriger Stallhaltung auszeichnet, sind die Nährstoffverluste bei intensiver Weidenutzung als problematisch einzuordnen. Bei Einhaltung eines moderaten Stickstoff-Düngungsniveaus ( $< 120 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) ist die Weidehaltung auch für die Zukunft in der intensiven Milch- und Fleischproduktion als nachhaltiges Produktionsverfahren zu charakterisieren.

**Schlüsselworte:** Nachhaltigkeit, intensives Grünland, Weidenutzung, Schnittnutzung

#### Summary

The assessment of sustainability of different land use systems is one of the main objectives in the discussion regarding the codes of good agricultural practice. Grassland systems are subjected to new challenges like the EU waterframe directive, directives of cross compliance and the nitrate directive, so meeting the economical requirements for the farmer and minimising the ecological consequences of intensive farming practice is one of the main objectives in sustainable grassland production.

Intensively managed rotational grazing has the potential of reducing input costs and fossil energy input on dairy farms while being an optimal system regarding animal welfare. In direct comparison to pasture, confinement feeding systems combined with silage harvesting are characterised by high milk production levels, high inputs of fossil energy for machinery but lower losses of nutrients to the environment.

**Keywords:** Sustainability, intensive grassland production, grazing and cutting systems

### 3.2 Einleitung

Ausgehend vom Brundtland-Report (WCED, 1987) und der Agenda 21 hat sich der Begriff der Nachhaltigkeit mit der Forderung nach einem ökologisch, ökonomisch und sozial verantwortlichen Umgang mit den verfügbaren Ressourcen zu einem Leitkonzept der Landnutzung entwickelt (USDA, 1980; LEHMAN et al., 1993). Für den Einsatz in der landwirtschaftlichen Praxis und zur Konkretisierung des Begriffes bedarf es repräsentativer Indikatoren, welche den Status quo und Schwachstellen in den einzelnen Betriebsbereichen aufzeigen und diese aus Sicht der Nachhaltigkeit interpretierbar machen (CHRISTEN & O'HALLORAN-WIETHOLZ, 2002, SCHRÖDER et al., 2004). Neben Publikationen in der wissenschaftlichen Literatur finden sich auf nationaler und internationaler Ebene (UN, FAO, Commission on Sustainable Development) Vorschläge für Einzelindikatoren oder Indikatormodelle.

Die Entwicklung von Gesamtbetriebsmodellen für wissenschaftliche Fragestellungen und Nutzung in der landwirtschaftlichen Praxis wie REPRO (HÜLSBERGEN et al., 2000) oder DAFOSYM (ROTZ et al., 1999) dient der Simulation von in Modellbetrieben ermittelten Daten (z. B. N-Projekt Karkendamm, Deutschland; De Marke, Niederlande) auf andere Regionen (ROTZ et al., 2005), um somit kostengünstig Szenarien für eine nachhaltige Bewirtschaftung durchzuführen. Besonders für die Verknüpfung der Teilkomponenten im Stickstoff (N)-Kreislauf spezialisierter Milchvieh-Futterbaubetriebe und der Grundfutterproduktion kann auf die Verwendung ausreichend genauer Modelle nicht verzichtet werden (ROTZ et al., 1999; ANGER & SCHOLEFIELD, 2002; ANGER, 2005; BROWN et al., 2005).

Die Grünlandnutzung macht mit rund 30 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Deutschland einen erheblichen Flächenanteil aus; so werden derzeit rund 5 Mio. ha als absolutes bzw. fakultatives Grünland genutzt (ANONYM, 2004a). Neben reinen Gräserbeständen rücken Low-Input-Systeme (vor allem leguminosenbasierte Produktionssysteme) angesichts des zunehmenden Kostendrucks und der ökologischen Konsequenzen des hohen Mineraldüngereinsatzes vermehrt ins Interesse einer nachhaltigen Bewirtschaftung. In Nordwesteuropa spielen dabei weißkleebasierte Bestände die größte Rolle, zumal in der wissenschaftlichen Literatur hohe Ertragsleistungen und Futterqualitäten dieser Mischbestände dokumentiert sind (REID, 1970; FRAME & NEWBOULD, 1986; ELGERSMA & SCHLEPERS, 1997; FRAME et al., 1998; TROTT et al., 2004). Die Hauptnutzungsformen intensiver Grünlandbewirtschaftung stellen Mähweide-, Schnitt- und Weidesysteme (Umtriebsweiden, Mähstandweiden und Portionsweiden) dar.

Im Hinblick auf die Bewertung der intensiven Grünlandbewirtschaftung auf der Skalenebene 'Fläche' sind Schnittnutzungshäufigkeiten von 4- 5 Schnitten mit 5- 6 Weidezyklen je Jahr zu vergleichen, da nur solche Mindestnutzungshäufigkeiten eine ausreichende Futterqualität für die intensive Milchproduktion sichern (SÜDEKUM, 1999). Wird die Skalenebene 'Betrieb' in

den Mittelpunkt der Betrachtung gerückt, so schließt diese Bewertung den Vergleich der Weidehaltung zur Schnittnutzung inklusive der ganzjährigen Stallhaltung ein.

Ausschlaggebend für intensive Weidenutzung sind reduzierte Kosten, besonders durch Einsparung an Energiekosten für Futtergewinnung im Vergleich zu ganzjährigen Aufstallungssystemen und der reduzierte Aufwand für Lagerung und Ausbringung tierischer Exkremente. Obwohl die Futterraufnahme auf der Weide zumeist einen entscheidenden Anteil an der Ration im intensiven Futterbaubetrieb ausmacht, was aufgrund des tierischen Wohlergehens auch in Zukunft eine Rolle spielen wird (MAYNE & PEYRAUD, 1996; WEISBJERG & SOEGAARD, 2000), hat die Weidenutzung mit zunehmender Herdengröße und steigenden Milchleistungen aus ökonomischen und arbeitswirtschaftlichen Gründen an Bedeutung verloren (ANONYM, 2001).

### 3.3 Zielstellung

Ziel der vorliegenden Studie ist es, mittels folgender Indikatorenkomplexe eine vergleichende Bewertung intensiver Weide- und Schnittnutzungssysteme als Futterbasis zur Milcherzeugung vorzunehmen:

- Ertragsleistung, Futterqualität und Persistenz der Bestände,
- Tierische Leistungsparameter,
- Nährstoffverluste und –bilanz (exemplarisch für Stickstoff),
- Energiebilanzierung und
- Tiergerechtheit.

Es erfolgt ein Parametervergleich der Systeme auf 'Flächenebene' und 'Betriebsebene'. Als Datengrundlage für eine vergleichende Bewertung von Weide- und Schnittnutzungssystemen wurden primär Arbeiten aus der Literatur berücksichtigt, die eine möglichst große Anzahl der oben formulierten Indikatoren integrieren. So stehen die Ergebnisse des 'N-Projektes Karkendamm' (vgl. STORM, 2001; TAUBE & WACHENDORF, 2001; BÜCHTER, 2003; TROTT, 2003; KELM et al., 2004; TROTT et al., 2004; WACHENDORF et al., 2004; BAADE, 2005; LAMPE, 2005) im Zentrum, da diese den systemaren Ansatz für eine Bewertung umfassend abbilden. Ergänzend werden Publikationen aus dem nordwesteuropäischen Klimaraum für die Einordnung der Karkendamm-Ergebnisse für einzelne dort nicht erhobene Indikatoren berücksichtigt. Der Versuchsstandort Karkendamm liegt auf der schleswig-holsteinischen Geest; der Bodentyp ist ein Treposol eines ehemaligen podsolierten Gleys; die Bodenart wird als schwach bis stark humoser Sand (18-25 Bodenpunkte) angesprochen. Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei 8,4 °C und der Jahresniederschlag bei 824 mm. Der Grünlandversuch, der im Rahmen dieser Studie näher betrachtet wird, wurde 1995 angesät

und wird pflanzensoziologisch als Weidelgras-Weißkleebestand eingeordnet. Im 'N-Projekt-Karkendamm' wurden praxisübliche Nutzungsfrequenzen für verschiedene Nutzungssysteme (Umtriebsweide, Schnittnutzung, Mähweiden mit einer Schnittnutzung und Nachweide (Mähweide 1) sowie mit zwei Schnitten und Nachweide (Mähweide 2)) über einen weiten Gradienten mineralischer Stickstoff (N)-Düngungsintensität ( $0\text{--}300\text{ kg N ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ ) und zwei organischen N-Stufen ( $0$  und  $70\text{ kg N ha}^{-1}$ ) untersucht. Die Schnittnutzung erfolgte praxisüblich (4 Nutzungen pro Jahr), während Beweidung zur Weidereife ( $15\text{--}20\text{ dt TM ha}^{-1}$ ) durchgeführt wurde (bis zu 7 Nutzungen pro Jahr). Die Mähweidesysteme umfassen 4-5 Nutzungen pro Jahr. Detaillierte Versuchsbeschreibungen finden sich in TROTT et al. (2004) und WACHENDORF et al. (2004).

### 3.4 Indikatorenkomplexe

#### 3.4.1 Leistung, botanische Zusammensetzung, Persistenz und Futterqualität

##### **-Ertragsleistung und Stickstoffnutzungs-Effizienz-**

Ergebnisse von TROTT et al. (2004) zeigten geringe Unterschiede zwischen weide- und schnittgenutzten Weidelgras-Weißklee-Beständen für die Gesamt-Brutto-Trockenmasse (TM)-Erträge. Diese lagen im Mittel über die geprüften N-Intensitäten bei  $8,0$  (Schnitt) und  $8,3$  (Weide)  $\text{t TM ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ . SCHILS & KRAAK (1994) konnten in den Niederlanden Ertragsleistungen zwischen  $11,6$  und  $15,5\text{ t TM ha}^{-1}$  dokumentieren und signifikante Unterschiede zwischen den beiden Nutzungssystemen mit einer Ertragssteigerung von bis zu  $1,6\text{ t}$  für schnittgenutzte Bestände feststellen. Mähweiden waren reiner Schnittnutzung in beiden Untersuchungen nochmals um bis zu  $1,2\text{ t TM ha}^{-1}$  überlegen (SCHILS et al., 1999; TROTT et al., 2004). Höhere Erträge von Mähweiden im Vergleich zur Beweidung werden in der Literatur mehrfach beschrieben (BOYD & FRAME, 1982; FRAME & NEWBOULD, 1986; FRAME & PETERSON, 1987). Hinsichtlich der Ertragssicherheit der geprüften Nutzungssysteme in einem 5-jährigen Vergleich ist die Weide mit den größten Ertragsschwankungen verbunden, während Schnittnutzung und Mähweiden relativ konstante Erträge realisieren (TROTT, 2003). In weißkleebasierten Beständen können die Brutto-TM-Erträge sowohl in beweideten- als auch in schnittgenutzten Beständen nach NILSDOTTER-LINDE et al. (2002) und TROTT et al. (2004) signifikant durch eine mineralische Stickstoff (N)-Zufuhr gesteigert werden. Die Stickstoff-Nutzungs-Effizienz des mineralisch zugeführten N (*Fertilizer Nitrogen Use Efficiency* ( $\text{kg TM kg}^{-1}\text{ N}_{\text{gedüngt}}$ )) ist in Weidesystemen mit  $10\text{ kg TM kg}^{-1}\text{ N}$  und Mähweiden mit geringen Schnittanteilen mit  $13\text{ kg TM kg}^{-1}\text{ N}$  im Vergleich zur Schnittnutzung ( $10\text{ kg TM kg}^{-1}\text{ N}$ ) und Mähweiden mit hohen Schnittanteilen ( $9\text{ kg TM kg}^{-1}\text{ N}$ ) höher (TROTT, 2003). Zur Übertragung dieser Ergebnisse auf die Betriebsebene im Vergleich von Weide- und ganzjähriger Stallhaltung sind die Brutto-Erträge den Netto-Erträgen als Indikator gegenüberzustellen.



In Abb. 3.1 sind die Brutto- und Netto-Energieerträge (abzüglich der gemessenen Weidereste und der kalkulierten Bröckel- und Gärverluste (15 % (vgl. VOIGTLÄNDER & JACOB, 1987))) dargestellt (verändert nach TROTT et al., 2004). Es zeigt sich, dass sowohl für die Brutto- als auch Netto-Energieerträge beweidete Systeme und vor allem die Mähweiden höhere Erträge zeigen als schnittgenutzte Bestände.

Hinsichtlich der TM- und Energie-Erträge lässt sich festhalten, dass Mähweiden höhere Erträge erreichen als ausschließlich schnittgenutzte Bestände.

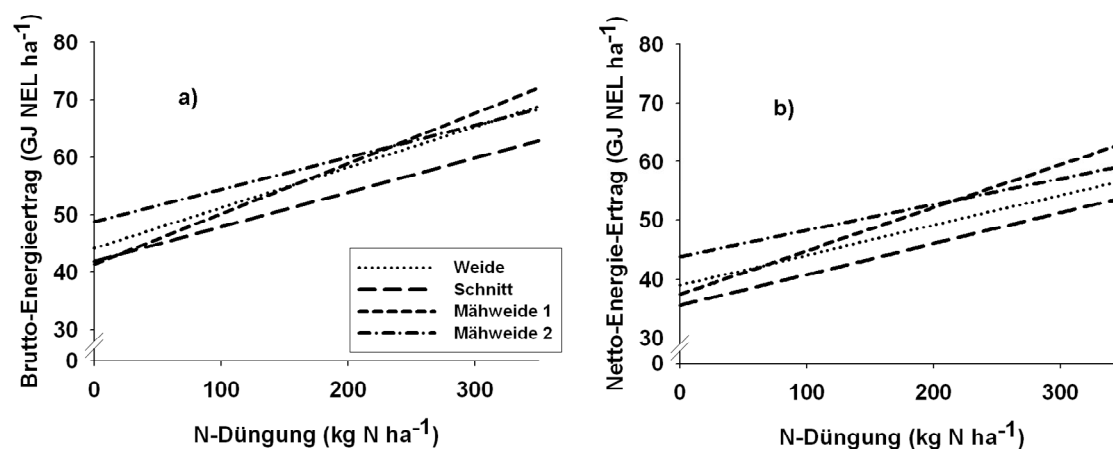


Abb.3.1 Einfluß der Gesamt-N-Düngung (mineralisch+organisch) auf (a) den Brutto-Energieertrag und (b) den Netto-Energieertrag (NEL=Nettoenergie-Laktation) unter verschiedenen Nutzungssystemen (Weide, Mähweide 1, Mähweide 2 und Schnittnutzung) im Mittel über die Versuchsjahre (1997-2001) (verändert nach TROTT et al., 2004). Erläuterung der Nutzungssysteme befindet sich im Text.

Fig. 3.1 The effect of total fertilizer N (mineral+ organic fertilizer) on (a) gross and (b) net energy yields under different defoliation systems (pasture, mixed system1 and 2, cutting). Mean of 1997-2001. (TROTT et al., 2004). For details of defoliation systems, see text.

### **-Botanische Zusammensetzung und Persistenz der Bestände-**

Die Standortverhältnisse und das Nutzungssystem bestimmen die botanische Zusammensetzung von intensiv genutzten Grünlandbeständen. Intensive, geregelte Beweidung durch Rinder fördert mehrjährige Arten, wie z.B. *Lolium perenne* L.. Sowohl die Kleeanteile (vgl. LEDGARD et al., 1982; WINKLER & NÖSBERGER, 1985; WOLEDGE et al., 1992; YARROW & PENNING, 1994; TAUBE et al., 1995; SCHILS et al., 1999; INGWERSEN, 2002) als auch die Krautfraktion werden durch Weidenutzung und die in diesem System auftretende Rückführung der Exkremente reduziert, so dass in schnittgenutzten Beständen höhere TM-Erträge der Kraut- und Kleeaktionen festgestellt wurden (TROTT et al., 2004). Das selektive

Fressverhalten und Tritt weidender Tiere können zusätzlich klee- und krautverdrängend wirken (BROWN, 1976; NURJAYA & TOW, 2001; KEMP & KING, 2001). Aus den Ergebnissen von INGWERSEN (2002) lassen sich für schnittgenutzte Bestände deutliche Überschreitungen kritischer Ertragsanteile (vgl. OPITZ VON BOBERFELD, 1994) fakultativer Unkräuter von 20 % beschreiben. Dies liegt darin begründet, dass bei einer Nutzungsfrequenz von 4 Schnitten in der Vegetationsperiode und ohne den Einfluss des Tritts konkurrenzfähige Arten, wie *Lolium perenne* L., aufgrund ihrer Wachstumsphysiologie weniger gefördert werden als bei höheren Nutzungsfrequenzen. Verstärkt wird diese Entwicklung durch die notwendige Gülleapplikation bei reiner Schnittnutzung, die zur Zunahme unerwünschter 'Güllekräuter' führt, wie z. B. dem Stumpfblättrigen Ampfer (*Rumex obtusifolius*) (KLAPP, 1971).

Nach den in der Literatur beschriebenen Ergebnissen sind aus Sicht der Leistungsfähigkeit und Persistenz der Bestände Weidesysteme und insbesondere Mähweiden im Vergleich zur Schnittnutzung positiv zu beurteilen. Nach LODGE & ORCHARD (2000) kommt dem Management der beweideten Fläche jedoch große Bedeutung zu, um ein Überhandnehmen von beweidungstoleranten Arten zu vermeiden (KEMP & KING, 2001). Unter dem Aspekt der Erhaltung einer leistungsfähigen Narbe mit einer ertragreichen Kombination von Gräsern, Leguminosen und Kräutern für schnittgenutzte Bestände leitete INGWERSEN (2002) für sandige Standorte Norddeutschlands ab, dass dies mittelfristig ohne den Einsatz von Herbiziden nicht möglich ist. Sind schnittgenutzte Bestände zunehmend degradiert, so werden neben den Standard-Pflegemaßnahmen eine Nachsaat oder gegebenenfalls eine Neuansaat mit einem Umbruch der Altnarbe erforderlich (CONIJN et al., 2002). Neben der kostengünstigeren Nachsaat, bei der die Konkurrenzfähigkeit der Altnarbe bestehen bleibt, spiegelt sich eine Neuansaat nicht nur in erheblichen Kosten und Ertragseinbußen besonders im ersten Jahr wider, sondern zieht auch erhebliche ökologische Konsequenzen nach sich (N-Auswaschung, Abbau der organischen Substanz). Im Hinblick auf die Einführung der Cross-Compliance-Regelung (vgl. ANONYM, 2004b) werden EU-Direktzahlungen und Prämienzahlungen an die 'Sicherung des guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustandes der Flächen' und an die Erhaltung von Dauergrünland nach der EU-Verordnung Nr. 1782/2003 gekoppelt. Zu den Anforderungen dieser Cross-Compliance-Regelungen gehört unter anderem das Umbruchverbot für Dauergrünland in den landwirtschaftlichen Betrieben, für das es nur wenige Ausnahmen gibt (vgl. ANONYM, 2005a). Diese Anforderungen sind somit bei Weide- und Mähweidenutzung in der Regel verlässlicher zu realisieren als bei intensiven Schnittnutzungssystemen.

**-Futterqualität-**

Zentrale Kenngrößen der Futterqualität für Milchkühe sind der Energie- und Rohprotein (RP)-gehalt (KOLVER & MULLER, 1998). In Gräserreinbeständen zeigten sich durch Weidenutzung in Untersuchungen von TROTT (2003) auf Weidelgras-Weißkleeweiden und SCHWARZ et al. (1993) geringfügig höhere Energiegehalte des Grundfutters als unter Schnittnutzung. Durch 5-6 Beweidungszyklen im Jahr auf Deutsch-Weidelgras-Weißklee-Weiden sind Energiedichten von bis zu 7,0 MJ NEL kg<sup>-1</sup> TM ohne Berücksichtigung des selektiven Fressverhaltens erreichbar. Untersuchungen von TROTT (2003) belegen den Einfluss steigender Nutzungshäufigkeit auf steigende Energiegehalte. So liegen die gewichteten Jahresmittelwerte der Energiegehalte schnittgenutzter Bestände (4 Nutzungen) bei 6,59, Mähweiden (~ 5 Nutzungen) bei 6,69 und Weiden (5-7 Nutzungen) bei 6,86 MJ NEL kg<sup>-1</sup> TM auf. Eine hohe Nutzungsfrequenz impliziert eine Nutzung zu jüngeren Entwicklungsstadien der Pflanzen, so dass die Energiedichte und die Verdaulichkeit im geernteten Futter erhöht werden können (VOIGTLÄNDER & JACOB, 1987; KÄDING et al., 1993; ROBOWSKY, 1994; SÜDEKUM et al., 1994).

Bezüglich der Energiegehalte lässt sich somit zusammenfassen, dass ohne Berücksichtigung der selektiven Futteraufnahme durch das Tier eine Erhöhung der Nutzungsfrequenz von vier Nutzungen (Schnitt) auf fünf (Mähweiden) bis sieben Nutzungen im Jahr (Weide) eine Erhöhung der Energiegehalte des Futters in der Vegetationsperiode von 0,2-0,3 MJ NEL kg<sup>-1</sup> TM hervorrufen kann. Wird die Selektion des vom Tier aufgenommenen Futters bei Weidehaltung in die Betrachtung integriert, erhöht sich die Futterqualität zusätzlich, während diese Möglichkeit bei Schnittnutzung (Silage/Heu) nicht gegeben ist. BAADE (2005) konnte zeigen, dass dieser Effekt bei Weideresten von über 30 % eine zusätzliche Erhöhung der Energiegehalte im aufgenommenen Futter von 0,4-0,6 MJ NEL kg<sup>-1</sup> TM erbrachte.

Stickstoff ist nicht nur essentiell für die Biomassebildung der Gräser, sondern stellt einen lebenswichtigen Baustoff für die Mikroorganismen in den Vormägen der Wiederkäuer sowie in Form von Aminosäuren für den Wiederkäuer selbst dar. Untersuchungen in verschiedenen europäischen Ländern geben unterschiedliche Richtwerte für Rohproteingehalte in der Futterration an, um zum einen aus Sicht der Tierernährung den Bedürfnissen des Tieres bzw. der Pansenmikroorganismen gerecht zu werden und auf der anderen Seite die N-Verluste zu minimieren, gemessen z. B. durch den Indikator 'Milchharnstoff-Gehalt' (HOF et al., 1997; JONKER et al., 1999). Die Angaben von FRANK & SWENSSON (2002) von 170 g kg<sup>-1</sup> TM bis 200 g kg<sup>-1</sup> TM sind dabei höher angesetzt als Mindest-RP-Gehalte von 140 g kg<sup>-1</sup> TM (vergleichbar mit einer endogenen Stickstoff-Verwertung (NyUE=*Nitrogen Yield Use Efficiency*) von 44,6 kg TM kg<sup>-1</sup> N<sub>aufgenommen</sub>) nach PEYRAUD & ASTIGARRAGA (1998). Die

endogene N-Effizienz charakterisiert die TM-Bildung in Abhängigkeit vom aufgenommenen Stickstoff. VAN VUUREN (1993) gibt für eine optimale Milchproteinsynthese RP-Richtwerte zwischen 135-150 g kg<sup>-1</sup> TM (NyUE-Wert von 46,3-41,6 kg TM kg<sup>-1</sup> N) an. Optimale NyUE-Bereiche für eine leistungsangepasste Wiederkäuerernährung werden in der Literatur (VAN VUUREN, 1993; PEYRAUD & ASTIGARRAGA, 1998; VELLINGA et al., 2004) mit einer NyUE von 45-35 kg TM kg<sup>-1</sup> N (entsprechend 14-18 % Rohproteingehalt) angegeben.

Die Abb. 3.2 zeigt die NyUE und die RP-Gehalte für Deutsch-Weidelgras-Weißklee-Bestände in Abhängigkeit von der Gesamt-N-Düngung (organisch + mineralisch) für die untersuchten Nutzungssysteme im 'N-Projekt Karkendamm' (verändert nach TROTT et al. 2004). Farblich hinterlegt ist der aus der Literatur abgeleitete Optimalbereich für NyUE bzw. die RP-Gehalte eingezeichnet.

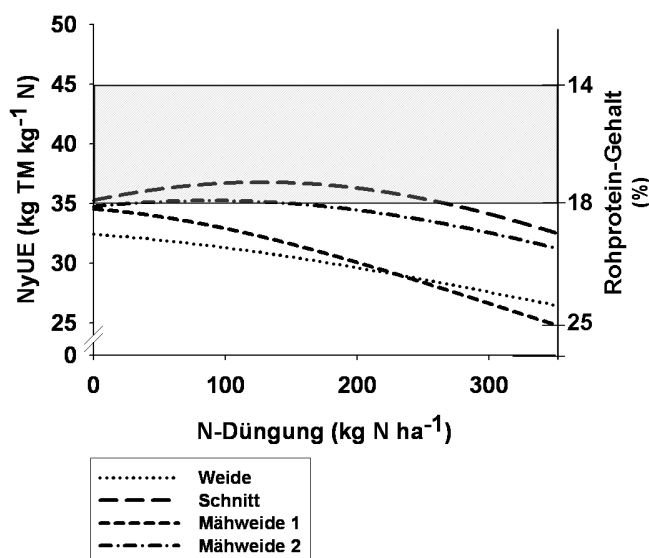


Abb. 3.2 Einfluss der Gesamt-N-Düngung (mineralisch+organisch) auf die Stickstoff-Ausnutzungs-Effizienz (NyUE) verschiedener Nutzungssysteme (Weide, Mähweide 1, Mähweide 2, Schnittnutzung) im Mittel über die Versuchsjahre (1997-2001). Erläuterung der Nutzungssysteme befindet sich im Text.

Fig. 3.2 Effect of total fertilizer N (mineral+organic fertilizer) on nitrogen yield use efficiency and crude protein contents under different defoliation systems (pasture, mixed system1 and 2, cutting). Mean of 1997-2001. For details of defoliation systems, see text.

Die Nutzungssysteme Weide und Mähweide 1 sind durch geringe Effizienzen zu beschreiben, so dass die Optimalbereiche an RP bereits bei geringer bis keiner N-Düngung überschritten werden. Schnittgenutzte Systeme und die Mähweide 2 sind demgegenüber in allen N-Intensitäten durch höhere Effizienzen gekennzeichnet, so dass die Grenze von 18 % RP-Gehalt bei ~ 150 kg N (MW 2) und ~ 250 kg N (Schnitt) übertroffen werden.

Bezüglich der RP-Gehalte hat die Auswertung auf Flächenebene gezeigt, dass intensiv beweidete Systeme (Weide, Mähweide 1) hinsichtlich der mit den erhöhten RP-Gehalten verbundenen N-Ausscheidungen kritisch einzuschätzen sind. Die Anforderungen seitens der Tierernährung werden in den Systemen Mähweide 2 und Schnitt erfüllt.

### **3.4.2 Umsetzung in tierische Leistung**

Effiziente weidebasierte Produktionssysteme sind durch hohe Milchleistungen je Fläche charakterisiert, während die höchsten Milchleistungen je Kuh in Stallsystemen erreicht werden (CLARK & KANNEGANTI, 1998; BARGO et al., 2003). Mit Weidegang ohne Zufütterung sind bei entsprechendem genetischem Potential der Milchkuh kurzfristig Milchleistungen in einer Größenordnung von 25 bis 30 kg d<sup>-1</sup> möglich (KOLVER & MULLER, 1998). Untersuchungen an hochleistenden Tieren von KOLVER & MULLER (1998), WHITE et al. (2002) sowie BARGO et al. (2003) weisen dem weidebasierten System geringere Milchmengen im Vergleich zur Stallhaltung zu. Zurückzuführen ist dies auf die jahreszeitlichen Schwankungen der Nährstoffkonzentration, die Schwierigkeiten einer gezielten Beifütterung, die physikalischen und physiologischen Grenzen in der Weidefutteraufnahme und auf klimatisch bedingte Futteraufnahmeschwankungen (FORBES, 1980; ALBRIGHT, 1993; VAN SOEST, 1994; MAYNE & PEYRAUD, 1996; UNGAR, 1996; SÜDEKUM, 1999). Untersuchungen mit Tieren auf niedrigerem Leistungsniveau in einer Größenordnung von 20 kg d<sup>-1</sup> (vgl. SCHWARZ et al., 1993) zeigen dagegen nur geringe Unterschiede zwischen den Fütterungssystemen Weide und Schnitt (Stallfütterung). Es zeigen sich tendenziell höhere Milchmengen für auf der Weide gehaltene Tiere im Vergleich zur Stallfütterung.

Es lässt sich festhalten, dass die Umsetzung der Erträge und Futterqualitäten in hohe Milchmengen bei hochleistenden Milchkühen ohne gezielte Beifütterung bei einer Ganztagsweide nicht zu erreichen ist.

### **3.4.3 Stickstoffbilanzierung und -verluste**

#### **-Nährstoffbilanzierung-**

Nährstoffströme in der Landwirtschaft können nach verschiedenen methodischen Ansätzen bilanziert werden, so dass die Aussagefähigkeit eines 'Nährstoffsaldos' erschwert ist. Die Bilanzierung in Form der Hoftor-Bilanz (Skalenebene Gesamtbetrieb) ist in der neuen Düngeverordnung (ANONYM, 2005b) nicht vorgesehen, obwohl dieser Bilanzierungsansatz nach BACH & FREDE (2005) zur Dokumentation für die Nachweisfunktion oder Umweltberichterstattung angewendet werden kann. Derzeit dienen bezüglich der Nachweispflicht im Rahmen der Düngeverordnung die jährlichen N-Bilanzrechnungen auf Schlagebene als Quantifizierungsmaßstab, wobei verschiedene Autoren auf die Datenunzuverlässigkeit hinweisen (vgl. TAUBE & PÖTSCH, 2001). Die Festlegung tolerierbarer N-

Salden sowie auch die Einführung neuer agrarpolitischer Richtlinien (Nitratrichtlinie (ANONYM, 1991); EU-Wasserrahmenrichtlinie (ANONYM, 2000)) dienen der Bewertung von Umweltqualitätszielen (z.B. Nitrat-Trinkwassergrenzwert) entweder betriebs- oder flächenspezifisch. Rinder und andere Wiederkäuer zeigen eine geringe Ausnutzung des aufgenommenen Stickstoffs, so dass große Mengen (70-95 % des aufgenommenen N) wieder mit dem Harn und Kot ausgeschieden werden (WHITEHEAD, 1970; HAYNES & WILLIAMS, 1993). Zusätzlich sind Futterbaubetriebe durch hohe N-Importe in den Betriebskreislauf über Düngemittel und Kraftfutter gekennzeichnet, denen nur geringe N-Exporte in Form von Milch und Fleisch gegenüberstehen. In Norddeutschland wurden N-Überschüsse von 150-250 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> auf Grünland gemessen (TAUBE et al., 1997), die auf sandigen Böden das Grund- und Oberflächenwasser belasten. In den Niederlanden sind Werte von > 400 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> dokumentiert (AARTS et al., 1999).

Der flächenspezifisch ermittelte N-Überschuss der im N-Projekt Karkendamm betrachteten Nutzungssysteme (Weide, Mähweide 1, Mähweide 2, Schnitt) von Weißkleeegras-Beständen nimmt in Untersuchungen von TROTT et al. (2004) zu, je höher die Beweidungsintensität und das N-Düngungsniveau veranschlagt werden. Pro eingesetztem kg N steigt der Überschuss unter Beweidung 2,5-mal stärker an als unter Schnittnutzung. Selbst ungedüngte beweidete Weißkleeegras-Systeme zeigen Überschreitungen des von ECKERT & BREITSCHUH (1994) vorgeschlagenen Toleranzwertes (30 kg N ha<sup>-1</sup>) und auch die in der neuen Düngeverordnung akzeptierten Überschüsse von 60 kg N ha<sup>-1</sup> (für das Jahr 2009) werden überschritten.

### **-Stickstoff-Verluste-**

Stickstoffverluste treten im Milchvieh-Futterbaubetrieb in Form von Auswaschungsverlusten und gasförmigen Verlusten auf. Versuche der letzten zwanzig Jahre haben durchweg gezeigt, dass unter Weiden im Vergleich zur Schnittnutzung deutlich höhere Nitrat-(NO<sub>3</sub>)-Mengen mit dem Sickerwasser verloren gehen können (BENKE et al., 1992; ERNST, 1992; BÜCHTER, 2003; WACHENDORF et al., 2004). In Abb. 3.3 ist die Beziehung zwischen dem N-Input in Form von mineralischer und organischer Düngung und den daraus resultierenden NO<sub>3</sub>-N-Verlusten im Sickerwasser mit verfügbaren Daten aus der Literatur dargestellt (Regressionsgleichungen siehe Anhangstabelle). In der Literatur finden sich Angaben von 2- bis 10-fach höheren NO<sub>3</sub>-Austrägen unter Weiden im Vergleich zur Schnittnutzung, so dass Untersuchungen zu schnittgenutztem Grünland bis zu einer N-Düngungsintensität von bis zu 400 kg N ha<sup>-1</sup> unter günstiger Witterungsbedingung und einer ertragreichen Grünlandnarbe deutlich geringere Mengen an NO<sub>3</sub> im Sickerwasser zeigen (RYDEN et al., 1984; BARRACLOUGH et al., 1992; BENKE et al., 1992; BÜCHTER et al., 2002; ERIKSEN et al., 2004; WACHENDORF et al., 2004).

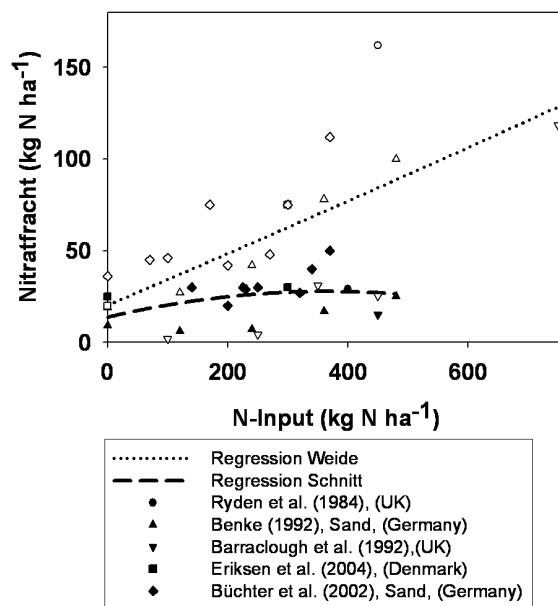


Abb. 3.3 Aus der Literatur abgeleitete Beziehung zwischen jährlichem N-Input (Mineraldünger+Gülle) und der Nitratfracht mit dem Sickerwasser für weide- und schnittgenutzte Systeme in Nordwest-Europa. Gefüllte Symbole = Schnittnutzung; Leere Symbole = Weidenutzung der gleichen Untersuchung.

Fig. 3.3 Relationship between annual N inputs (including N from slurry and mineral fertilizer N) and annual nitrate leaching losses for pasture and cutting systems; data from various field experiments. Closed symbols = experiments for pasture; open symbols = cutting experiments.

Neuere Untersuchungen beschäftigen sich unter beweideten Systemen mit der Messung von Ammonium-N und DON (*Dissolved Organic Nitrogen*) im Sickerwasser. Untersuchungen von KORSAETH et al. (2003) und WACHENDORF et al. (2005) zeigten unter beweideten Systemen Auswaschungsverluste in Form von DON in einer Größenordnung von 18-29 % des ausgewaschenen Stickstoffs.

Es ist somit festzuhalten, dass die N-Auswaschungsverluste unter Weiden bis zu 10-mal höher liegen als unter schnittgenutztem Grünland. Es lassen sich in beiden Nutzungssystemen enge Beziehungen zwischen den gemessenen Nitratfrachten, der N-Düngung und dem N-Bilanzsaldo ableiten.

Neben den N-Auswaschungsverlusten treten gasförmige Verluste in der Grünlandbewirtschaftung als  $N_2O$ ,  $N_2$ ,  $NH_3$  und  $NO_x$  auf. Lachgasemissionen sind für den anthropogenen Treibhauseffekt mitverantwortlich.  $N_2O$  entsteht im Boden während der Nitrifikation und Denitrifikation (FIRESTONE & DAVIDSON, 1989). Unter Weiden sind die  $N_2O$ -

Verluste 1,5-2,5-fach höher einzustufen als unter Schnittnutzung (VELTHOF & OENEMA, 1995; MCTAGGERT et al., 1997; POGGEMANN, 2001; LAMPE, 2005). RYDEN (1986) zeigte, dass die Denitrifikationsraten unter Weiden 2-20-mal höher liegen können als unter Schnittnutzung. Bezüglich der gasförmigen Verluste ist bei einer betrieblichen Bewertung auf die Ammoniakemissionen hinzuweisen. Untersuchungen von VAN DER MOLEN et al. (1998) zeigten Ammoniakemissionen für Kot- und Urinflächen von Rindern von 5-13 % des zugeführten N, die gegenüber den derzeit üblichen Verfahren der Lagerung und Ausbringung der Gülle bei Stallhaltung auf einem deutlich niedrigeren Niveau liegen (ANONYM, 2002).

Somit ist zu konstatieren, dass Beweidung im Vergleich zur Schnittnutzung zu höheren Lachgasemissionen führen kann, die sich allerdings in einer begrenzten Größenordnung von durchschnittlich  $3 \text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1}$  quantifizieren lassen (LAMPE, 2005), während Ammoniakemissionen bei ganzjähriger Stallhaltung die dominierende gasförmige N-Verlustquelle darstellen.

#### **3.4.4 Gesamtbetriebsmodelle zur Bewertung des N-Kreislaufs**

Für die Nährstoffbilanzierung im Milchviehfutterbaubetrieb ist es notwendig, verschiedene Teilkomponenten in einem integrativen Ansatz zu vernetzen, um Interaktionen auf der Gesamtbetriebsebene bewerten zu können und den im Vergleich zum Ackerbau deutlich komplexeren Nährstoffkreislauf abzubilden (ROTZ et al., 2005). Die bislang existierenden Gesamtbetriebsmodelle basieren entweder auf der Linearen Programmierung (SCHMIDT & KNOBLAUCH, 1995; VAN DE VEN & VAN KEULEN, 1996; PACINI, 2003), sind als Expertensystem konzipiert (Life Cycle Assessment (GAILLARD, 2001)) oder dienen als computergestütztes mechanistisches Simulationsmodell (ROTZ et al., 2002; 2005), wodurch kostengünstig und schnell eine Bewertung verschiedener Landnutzungsoptionen ausgegeben werden kann. Die Modellierung der N-Flüsse auf der Datenbasis des 'N-Projektes Karkendamm' (Norddeutschland) zeigt, dass die Integration von Beweidung die Gesamt-N-Verluste moderat anhebt, wobei jedoch hohe Auswaschungsverluste unter Beweidung durch erhöhte gasförmige Verluste bei ganzjähriger Stallhaltung nahezu kompensiert werden (ROTZ et al., 2005).

#### **3.4.5 Energiebilanzierung**

Die Landwirtschaft in industrialisierten Staaten ist für 2-7 % des nationalen Energieverbrauchs verantwortlich (HAAS et al., 1995; REICOSKY et al., 2000). Der Steigerung der Energieeffizienz landwirtschaftlicher Betriebe und der Entwicklung energieeffizienter landwirtschaftlicher Systeme kommen nach DALGAARD et al. (2002) und KELM et al. (2004) Schlüsselfunktionen in der Nachhaltigkeitsdebatte zu, da die fossilen Energiequellen



begrenzt zur Verfügung stehen und die CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Landwirtschaft zu einem Anstieg des Treibhauseffektes führen.

Energiebilanzen sind aussagekräftig, da alle In- und Outputs in Form von Energieäquivalenten angegeben werden können. Die Effizienz ist dabei zumeist auf die Produkteinheit bezogen definiert (eingesetzte GJ Bruttoenergie je produzierte Energieeinheit an Futtermenge für die Milch- (MJ NEL) bzw. Fleischproduktion (MJ ME)) (KELM et al., 2004; MEUL et al., 2005). Die Energieeffizienz in der Landwirtschaft ist eng verknüpft mit der N-Ausnutzung, da der Energieinput konventioneller Betriebe in erheblichem Maße über die Variablen N-Düngemittel und Kraftfutter determiniert wird (KELM, 2003). So beziffern MEUL et al. (2005) den indirekten Energieeinsatz für Mineraldünger und Kraftfuttermittel auf 60-70 % des Gesamtenergiebedarfs im Milchvieh-Futterbau-Betrieb, während der Dieseleinsatz mit 23 % des Gesamt-Energie-Inputs die wichtigste Größe des direkten Energieeinsatzes ausmacht.

Die jährlichen Energie-Inputs für intensive Futterbausysteme werden in der Literatur mit 13-15 GJ ha<sup>-1</sup> veranschlagt (GEIER et al., 1998; REFSGAARD et al., 1998; DALGAARD et al., 2002; KELM et al., 2004). Die Beweidung stellt dabei eine energieeffiziente Form der Fütterung von Milchkühen im Vergleich zur Schnittnutzung dar (REFSGAARD et al., 1998; DALGAARD et al., 2002; KELM et al., 2004).

Als Schlussfolgerung lässt sich ableiten, dass bei Weide- im Vergleich zur Schnittnutzung um den Faktor 2,5-fach geringere fossile Energieinputs aufgewendet werden und die Energiebilanz daher günstig zu beurteilen ist.

### **3.4.6 Ethische Aspekte und Tiergesundheit**

Eine tiergerechte Haltung ermöglicht den Tieren, wesentliche Aspekte ihres angeborenen Verhaltens zu zeigen (SCHRADER & MAYER, 2004). Dass hier offensichtlich Diskrepanzen zu den derzeitigen Haltungsbedingungen bestehen, wird unter anderem durch sogenannte Produktionskrankheiten (z. B. Mastitis, Fruchtbarkeitsstörungen, Klauen- und Stoffwechselstörungen) dokumentiert (WINCKLER, 2005). Das Steppentier Rind unterliegt in der Stallhaltung gezwungenermaßen untypischen Verhaltensweisen, da die Bewegungsfreiheit je nach Aufstallungsform moderat (Laufställe) bis stark (Anbindeställe) reduziert wird. Bis heute gibt es keine verbindlichen Haltungsvorschriften für Rinder, wie dies z. B. für Kälber und Legehennen der Fall ist. Die Funktionsabläufe zur Wahrung des angeborenen Sozialverhaltens, der Nahrungsaufnahme, des Ruheverhaltens und der Fortbewegung sind auf der Weide leichter zu erfüllen als im Anbindestall (BOCKISCH, 1985; PORZIG & SAMBRAUS, 1991; SCHRADER & MAYER, 2004).

Es lässt sich festhalten, dass die Weide aus Sicht der Tiergerechtigkeit ein optimales Haltungssystem im Vergleich zu Anbindeställen darstellt. Laufställe nehmen, besonders wenn zusätzliche Laufflächen zur Verfügung stehen, eine Zwischenstellung ein.

### **3.5 Schlussfolgerung**

Eine Kombination geringer N-Düngungsintensitäten ( $< 120 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) mit einer energiereichen Beifütterung stellen die Weide und Mähweide auch für die Zukunft als nachhaltiges System der intensiven Grünlandnutzung dar. Mit diesem Ansatz können sowohl die negativen Effekte (N-Verluste) minimiert als auch die positiven Effekte (Energieeffizienz, Tiergerechtigkeit) optimal ausgeschöpft werden.

### **Danksagung**

Die vorliegende Arbeit wurde mit finanzieller Unterstützung durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) im Rahmen des Stipendenschwerpunktes 'Indikatoren für eine nachhaltige Landnutzung' ermöglicht.

### 3.6 Literatur

- AARTS, H.F.M., HABEKOTTE, B., HILHORST, G.J., KOSKAMP, G.J., VON DER SCHANKS, S.F.C. & C.K. DE VRIES, 1999: Efficient resource management in dairy farming on sandy soils. *Netherlands Journal of Agricultural Science* **47**, 153-167.
- ALBRIGHT, J.L., 1993: Feeding behavior of dairy cattle. *Journal of Dairy Science* **76**, 485-498.
- ANGER, M. & D. SCHOLEFIELD, 2002: Schätzung der umweltrelevanten N-Verluste auf Grünland im Mittelgebirgsraum- Vergleich zweier Schätzmodelle. *Mitteilungen der AG Grünland und Futterbau* **4**, 23-29.
- ANGER, M., 2005: Möglichkeiten und Grenzen der nachhaltigen Bewirtschaftung von Grünlandssystemen. In: Landwirtschaftliche Fakultät Bonn (Hrsg.) Schriftenreihe des Lehr- und Forschungsschwerpunktes "Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft", *Band 130*, 14-31.
- ANONYM, 1991: Nitratrichtlinie 1991: Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft Nr. L 375.
- ANONYM, 2000: Wasserrahmenrichtlinie 2000: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft Nr. L 327.
- ANONYM, 2001: Rinder-Report 2001: Betriebswirtschaftliche Mitteilungen. Mitteilungen der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (Hrsg.) 554/555.
- ANONYM, 2002: BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahre 2010. Umweltbundesamt (Hrsg.) Forschungsbericht 299 42 245/02. *UBA-Texte* **05/02**.
- ANONYM, 2004a: Landwirtschaft in Zahlen 2003. Ausgabe des Statistischen Bundesamtes (Hrsg.), Wiesbaden, 2004.  
(<http://www.destatis.de/download/d/veroe/faltblatt/landw2003.pdf> (21.02.2006)).
- ANONYM, 2004b: Cross Compliance- Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen. Agrarmarkt Austria (Hrsg.) Merkblatt 2005.
- ANONYM, 2005a: Cross Compliance 2005. Bayrische Staatsministerien für Landwirtschaft und Forsten sowie Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (Hrsg.) Januar 2005.
- ANONYM, 2005b: Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung-DüV). Beschluss des Bundesrates vom 25.11.2005.

- BAADE, J., 2005: Untersuchungen zur Futteraufnahme, Futterqualität und –selektion auf Umtriebsweiden mittels einer pflanzenbaulichen Methode. Dissertation. Universität Kiel. *Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*, **39**.
- BACH, M. & H.G. FREDE, 2005: Methodische Aspekte und Aussagemöglichkeiten von Stickstoffbilanzen. Institut für Landwirtschaft und Umwelt (Hrsg.) Heft **9/2005**, Bonn, 55 S.
- BARGO, F., MULLER, L.D., KOLVER, E.S. & J.E. DELAHOY, 2003: Production and digestion of supplemented dairy cows on pasture. *Journal of Dairy Science* **86**, 1-42.
- BARRACLOUGH, D., JARVIS, S.C., DAVIES, G.P. & J. WILLIAMS, 1992: The relation between fertilizer nitrogen applications and nitrate leaching from grazed grassland. *Soil Use and Management* **8**, 51-56.
- BENKE, M., 1992: Untersuchungen zur Nitratauswaschung unter Grünland mittels der Saugkerzen-Methode in Abhängigkeit von der Nutzungsart (Schnitt/Weide), der Nutzungshäufigkeit, der Bestandeszusammensetzung (mit/ohne Weißklee) und der Stickstoffdüngung. Dissertation. Universität Kiel, Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- BENKE, M., KORNER, A. & F. TAUBE, 1992: Nitrate leaching from cut and grazed swards influenced by nitrogen fertilization. *Proceedings of the 14<sup>th</sup> General meeting of the European Grassland Federation*, 184-188.
- BOCKISCH, F.J., 1985: Beitrag zum Verhalten von Kühen im Liegeboxenlaufstall. Dissertation. Technische Universität München-Weihenstephan, Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau.
- BOYD, A.G. & J. FRAME, 1982: Response of white clover to various management factors. *Proceedings of the 9<sup>th</sup> General Meeting of the European Grassland Federation*, 213-216.
- BROWN, L., SCHOLEFIELD, D., JEWKES, E.C. & D.R. LOCKYER, 2005: NGAUGE: a decision support system to optimise N fertilization of British grassland for economic and environmental goals. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **109**, 20-39.
- BROWN, T.H., 1976: Effect of deferred autumn grazing and stocking rate of sheep on pasture production in a mediterranean-type climate. *Australian Journal of Experimental Agriculture* **16**, 181-188.
- BÜCHTER, M., WACHENDORF, M. & F. TAUBE, 2002: Nitrate leaching from permanent grassland on sandy soils- results from an integrated research project. *Grassland Science in Europe* **7**, 668-669.

- BÜCHTER, M., 2003: Nitratauswaschung unter Grünland und Silomais in Monokultur auf sandigen Böden Norddeutschlands. Dissertation. Universität Kiel. *Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*, **30**.
- CHRISTEN, O. & Z. O'HALLORAN-WIETHOLTZ, 2002: Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft. Institut für Landwirtschaft und Umwelt (Hrsg.) Heft **3/2002**, Bonn, 102 S.
- CLARK, D.A. & V.R. KANNEGANTI, 1998: Grazing management systems for dairy cattle, 331-334. In: CHERNEY, J.H. & D.J.R. CHERNEY (eds.) *Grass for Dairy Cattle*. CAB International, Wallingford, UK.
- CONIJN, J.G., VELTHOF, G.L. & F. TAUBE, 2002: General introduction In: CONIJN, J.G., VELTHOF, G.L. & F. TAUBE (eds.) *Grassland resowing and grass-arable crop rotations. International workshop on agricultural and environmental issues*, Wageningen, The Netherlands, 18-19 April, 2002. Plant Research International B. V., Wageningen, Report 47.
- DALGAARD, T., KELM, M., WACHENDORF, M., TAUBE, F. & R. DALGAARD, 2002: Energy balance comparison of organic and conventional farming. *OECD Workshop on Organic Agriculture*, Sept. 2002, Washington, D.C., USA.
- ECKERT, H. & G. BREITSCHUH, 1994: Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft (KUL)-eine Methode zur Analyse und Bewertung der ökologischen Situation von Landwirtschaftsbetrieben. *Archiv für Acker-und Pflanzenbau und Bodenkunde* **38**, 149-163.
- ELGERSMA, A. & H. SCHLEPERS, 1997: Performance of white clover/perennial ryegrass mixtures under cutting. *Grass and Forage Science* **52**, 134-146.
- ERIKSEN, J., VINTHER, F.P. & K. SOEGAARD, 2004: Nitrate leaching and N<sub>2</sub>-fixation in grasslands of different composition, age and management. *Journal of Agricultural Science* **142**, 141-151.
- ERNST, P., 1992: Einfluss von Stickstoffdüngung, Nutzungsart und Umbruch auf Futterproduktion und Nitratablastung in der Grünlandwirtschaft- 35. *Jahrestagung der AG Grünland und Futterbau*, 122-133.
- FIRESTONE, M.K. & E.A. DAVIDSON, 1989: Microbiological basis of NO and N<sub>2</sub>O production and consumption in soil, 7-21. In: ANDREAE, M.O. & D.S. SCHIMMEL (eds.) *Exchange of Trace Gases Between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*, Wiley & Sons, London.
- FORBES, J.M., 1980: Physiological aspects of the regulation of food intake. *Annales de Zootechnie* **29**, 189-196.
- FRAME, J., CHARLTON, J.F.L. & A.S. LAIDLAW, 1998: Temperate Forage Legumes. CAB International, Wallingford, UK.

- FRAME, J. & P. NEWBOULD, 1986: Agronomy of white clover. *Advances in Agronomy* **40**, 1-88.
- FRAME, J. & D.J. PETERSON, 1987: The effect of strategic nitrogen application and defoliation systems on the productivity of a perennial ryegrass/white clover sward. *Grass and Forage Science* **42**, 271-280.
- FRANK, B. & C. SWENSSON, 2002: Relationship between content of crude protein in rations for dairy cows and milk yield, concentration of urea in milk and ammonia emissions. *Journal of Dairy Science* **85**, 1829-1838.
- GAILLARD, G., 2001: Betriebliche und sektorale Ökobilanzen-Methode und Resultate. Informationstagung Agrarökonomie 2001, FAT Tänikon, Schweiz.
- GEIER, U., FRIEBEN, B., HAAS, G., MOLKENTHIN, V. & U. KÖPKE, 1998: Ökobilanz Hamburger Landwirtschaft. Gutachten im Auftrag der Umweltbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg. *Schriftenreihe des Instituts für Organischen Landbau*, Universität Bonn. Verlag Dr. Köster, Berlin.
- HAAS, G., GEIER, U., SCHULZ, D.-G. & U. KÖPKE, 1995: Klimarelevanz des Agrarsektors der Bundesrepublik Deutschland: Reduzierung der Emissionen von Kohlendioxid. *Berichte über Landwirtschaft* **73**, 387-400.
- HAYNES, R.J. & P.H. WILLIAMS, 1993: Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Advances in Agronomy* **49**, 119-199.
- HOF, G., VERVOORN, M.D., LENAERS, P.J. & S. TAMMINGA, 1997: Milk urea nitrogen as a tool to monitor the protein nutrition of dairy cows. *Journal of Dairy Science* **80**, 3333-3340.
- HÜLSBERGEN, K.-J., DIEPENBROCK, W. & D. ROST, 2000: Weiterentwicklung des Modells REPRO und GIS-gestützte Anwendung in Referenzbetrieben Sachsen-Anhalts. Forschungsbericht. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- INGWERSEN, B., 2002: Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Leistungsfähigkeit von leguminosenbasiertem Dauergrünland unter besonderer Berücksichtigung der Nährstoffbilanzierung. Dissertation. Universität Kiel. *Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*, **21**.
- JONKER, J.S., KOHN, R.A. & R.A. ERDMAN, 1999: Milk urea nitrogen target concentrations for lactating dairy cows fed according to National Research Council recommendations. *Journal of Dairy Science* **82**, 1261-1273.
- KÄDING, H., SCHALITZ, G. & W. LEIPNITZ, 1993: Veränderungen der Gehalte an pflanzlichen Inhaltsstoffen durch extensive Bewirtschaftung von Niedermoorgrünland. *Das Wirtschaftseigene Futter* **39**, 157-167.
- KELM, M., 2003: Strategies for sustainable agriculture with particular regard to productivity and fossil energy use in forage production and organic arable farming. Dissertation. Universität Kiel. *Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*, **34**.

- KELM, M., WACHENDORF, M., TROTT, H., VOLKERS, K. & F. TAUBE, 2004: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils – Results from an integrated research project. III. Energy efficiency in forage production from grassland and maize for silage. *Grass and Forage Science* **59**, 69-79.
- KEMP, D.R. & W.G. MC KING, 2001: Plant competition in pasture- implications for management, 85-102. In: TOW, P.G. & A. LAZENBY (eds.) *Competition and Succession in Pastures*. CABI Publishing, Wallingford, UK.
- KLAPP, E., 1971: *Wiesen und Weiden. Eine Grünlandlehre*. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg.
- KOLVER, E.S. & L.D. MULLER, 1998: Performance and nutrient intake of high producing Holstein cows consuming pasture or a total mixed ration. *Journal of Dairy Science* **81**, 1403-1411.
- KORSAETH, A., BAKKEN, L. & H. RILEY, 2003: Nitrogen dynamics of grass as affected by N input regimes, soil texture and climate: lysimeter measurements and simulations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **66**, 181-199.
- LAMPE, C., 2005: Effect of nitrogen fertiliser and animal excrements on N<sub>2</sub>O emissions from permanent grassland using <sup>15</sup>N-labelling. Dissertation. Universität Kiel. *Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*, **37**.
- LEDGARD, S.F., DEENEN, P.J.A.G. & H. VAN DER KEULEN, 1982: Herbage and animal responses to fertilizer nitrogen in perennial ryegrass swards. II Rotational grazing and cutting. *Netherlands Journal of Agricultural Science* **47**, 243-262.
- LEHMAN, H., CLARK, E.A. & S.F. WEISE, 1993: Clarifying the definition of sustainable agriculture. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* **6**, 127-143.
- LODGE, G.M. & B.A. ORCHARD, 2000: Effects of grazing management on *Sirosa phalaris* herbage mass and persistence in a predominantly summer rainfall environment. *Australian Journal of Experimental Agriculture* **40**, 155-170.
- MAYNE, C. & J.L. PEYRAUD, 1996: Recent advances in grassland utilization under grazing and conservation. Grassland and Land use systems. *Proceedings of the 16<sup>th</sup> General Meeting of the European Grassland Federation*, 347-360.
- MCTAGGERT, I.P., CLAYTON, H., PARKER, J., SWAN, L. & K.A. SMITH, 1997: Nitrous oxide emissions from grassland and spring barley, following N fertiliser application with and without nitrification inhibitors. *Biology and Fertility of Soils* **25**, 261-268.
- MEUL, M., NEVENS, F., REHEUL, D. & G. HOFMAN, 2005: Energieverbruiken – efficiëntie op Vlaamse melkvee-, akkerbouw- en varkensbedrijven. *Publicatie van het Steunpunt Duurzame Landbouw* **14**, 1-67.

- NILSDOTTER-LINDE, N., STENBERG, M. & M. TUVESSON, 2002: Nutritional quality and yield of white or red clover mixed swards with different harvest and nitrogen strategies. *Grassland Science in Europe* **7**, 146-148.
- NURJAYA, I.G.M.O. & P.G. TOW, 2001: Genotype and environmental adaption as regulators of competitiveness, 43-62. In: TOW, P.G. & A. LAZENBY (eds.) *Competition and succession in pastures*, CABI Publishing, Wallingford, UK.
- OPITZ VON BOBERFELD, W., 1994: *Grünlandlehre- biologische und ökologische Grundlagen*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- PACINI, G.C., 2003: An environmental economic framework to support multi-objective policy-making. A farming systems approach implemented for Tuskany. PhD Thesis, Wageningen University, The Netherlands.
- PEYRAUD, J.L. & L. ASTIGARRAGA, 1998: Review of the effect of nitrogen fertilization on the chemical composition, intake, digestion and nutritive value of fresh herbage: consequences on animal nutrition and N balance. *Animal Feed Science and Technology* **72**, 235-259.
- POGGEMANN, S., 2001: N-Applikation und N<sub>2</sub>O-Emissionen von Weideland unter variierenden Bedingungen. Dissertation. Universität Gießen.
- PORZIG, E. & H.H. SAMBRAUS, 1991: *Nahrungsaufnahme landwirtschaftlicher Nutztiere*. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- REID, D., 1970: The effects of a wide range of nitrogen application rates on the yields from perennial ryegrass swards with and without white clover. *Journal of Agricultural Science* **100**, 613-623.
- REFSGAARD, K., HALBERG, N. & E.S. KRISTENSEN, 1998: Energy utilization in crop production on organic and conventional livestock farms. *Agricultural Systems* **57**, 599-630.
- REICOSKY, D.C., HATFIELD, J.L. & R.L. SASS, 2000: Agricultural contributions to greenhouse gas emissions, 37-55 In: REDDY, K.R. & H.F. HODGES (eds.) *Climate Change and Global Crop Productivity*. CAB International, Wallingford, UK.
- ROBOWSKY, K.D., 1994: Die Schätzung der verdaulichen organischen Masse von Grünlandbeständen mit Hilfe einer Cellulasemethode. Kongressband, *VDLUFA-Schriftenreihe* **38**, 465-468.
- ROTZ, C.A., MERTENS, D.R., BUCKMASTER, D.R., ALLEN, M.S. & J.H. HARRISON, 1999: A dairy herd model for use in whole farm simulations. *Journal of Dairy Science* **82**, 2826-2840.
- ROTZ, C.A., TAUBE, F., RUSSELLE, M.P., OENEMA, J., SANDERSON, M.A. & M. WACHENDORF, 2005: Whole-farm perspectives of nutrient flows in grassland agriculture. *Crop Science* **45**, 2139-2159.



- ROTZ, C.A., WACHENDORF, M., HERMMANN, A., KORNER, A. & F.TAUBE, 2002: A modelling approach to management impacts on nitrogen fluxes in specialised dairy farms. *Grassland Science in Europe*, **7**, 728-729.
- RYDEN, J.C., BALL, P.R. & E.A. GARWOOD, 1984: Nitrate leaching from grassland. *Nature* **311**, 50-53.
- RYDEN, J.C., 1986: Gaseous losses of nitrogen from grassland, 59-73. In: VAN DER MEER, H.G., J.C. RYDEN & G.C. ENNIK (eds.) Nitrogen Fluxes in Intensive Grassland Systems. Martinus Nijhoff, Dordrecht, The Netherlands.
- SCHILS, R.L.M. & T. KRAAK, 1994: Effect of spring application of nitrogen, cutting frequency and management on the dry matter and nitrogen yield of a grass/white clover mixture. *Proceedings of the 15<sup>th</sup> General Meeting of the European Grassland Federation*, 90-93.
- SCHILS, R.L.M., VELLINGA, T.. & T. KRAAK, 1999: Dry-matter yield and herbage quality of a perennial ryegrass/white clover sward in a rotational grazing and cutting system. *Grass and Forage Science* **54**, 19-29.
- SCHMIDT, T.M. & W.A. KNOBLAUCH, 1995: The impact of nutrient loading restrictions on dairy farm profitability. *Journal of Dairy Science* **78**, 1267-1281.
- SCHRADER, L. & C. MAYER, 2004: Aspekte der Tiergerechtigkeit bei der Weidehaltung von Rindern. In: Landwirtschaftliche Fakultät Bonn (Hrsg.) Schriftenreihe des Lehr- und Forschungsschwerpunktes "Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft", *Band 130*, 32-40.
- SCHRÖDER, J.J., SCHOLEFIELD, D., CABRAL, F. & G. HOFMAN, 2004: The effects of nutrient losses from agriculture on ground and surface water quality: the position of science in developing indicators for regulation. *Environmental Science and Policy* **7**, 15-23.
- SCHWARZ, F.J., MANUSCH, P. & M. KIRCHGESSNER, 1993: Vergleichende Untersuchungen zur Nährstoffversorgung von Milchkühen bei Weidegang oder Grasfütterung im Stall. 2. Mitteilung: Energie- und Proteinaufnahme sowie Milchleistung. *Das Wirtschaftseigene Futter* **39**, 146-156.
- STORM, D., 2001: Quantifizierung wirtschaftlicher Effekte von Maßnahmen zur Beeinflussung der Stickstoffflüsse im spezialisierten Milchvieh-Futterbaubetrieb. Dissertation. Universität Kiel. Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- SÜDEKUM, K.-H., TAUBE, F., WÖRNER, M. & K. PABST 1994: Slot-seeding of white clover into a permanent pasture: impact on nutritive value estimated in vivo and in vitro. *Das Wirtschaftseigene Futter* **40**, 129-141.

- SÜDEKUM, K.-H., 1999: Grenzen der Energiedichte von Grünlandaufwüchsen in Hinblick auf die Fütterung von Hochleistungskühen. *43. Jahrestagung der AG für Grünland und Futterbau* **1**, 25-30.
- TAUBE, F. & E.M. PÖTSCH, 2001: On-farm nutrient balance assessment to improve nutrient management on organic dairy farms. *Grassland Science in Europe* **6**, 225-34.
- TAUBE, F. & M. WACHENDORF, 2001: The nitrogen project: A system approach to optimize nitrogen use efficiency on the dairy farm, 22-25. In: TERRILL, T., CASSIDA, K., BELESKY, D., BERDAHL, J., PHILLIPS, M., WILLIAMS, M. & M. WIEDENHOEFT (eds.) *Proceedings/Reports*, American Forage and Grassland Council, Springdale, Arkansas.
- TAUBE, F., WACHENDORF, M., GREEF, J.M. & R. WULFES, 1997: Perspektiven semi-intensiver Produktionssysteme in Milchvieh-/Futterbauregionen Norddeutschlands. *Berichte über Landwirtschaft* **75**, 586-603.
- TAUBE, F., WACHENDORF, M. & A. KORNIHER, 1995: Leistungsfähigkeit weißkleebasierter Produktionssysteme auf dem Dauergrünland Norddeutschlands. *Das Wirtschaftseigene Futter* **41**, 28-42.
- TROTT, H., 2003: Mittelfristige Auswirkungen einer variierten Bewirtschaftungsform und N-Intensität auf Leistungsparameter und die Stickstoffbilanz von Dauergrünland. Dissertation. Universität Kiel. *Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*, **28**.
- TROTT, H., WACHENDORF, M., INGWERSEN, B. & F. TAUBE, 2004: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. I. Impact of defoliation system and nitrogen input on performance and N balance of grassland. *Grass and Forage Science* **59**, 41-55.
- UNGAR, E.D., 1996: Ingestive Behavior, 185-218. In: HODGSON, J. & A.W. ILLIUS (eds.) *The Ecology and Management of Grazing Systems*. CAB International, Wallingford, UK.
- USDA, 1980: Report and Recommendations on Organic Farming. US. Gov. Printing Office. Washington, D.C., USA.
- VAN DER MOLEN, J., BUSSINK, D.W., VERTREGT, N., VAN FAASSEN, H.G. & D.J. DEN BOER, 1998: Ammonia volatilization from arable and grassland soils, 185-201. In: HANSEN, J.A. & K. HENRIKSEN (eds.) *Nitrogen in organic wastes applied to soils*. Academic Press, London, UK.
- VAN DE VEN, G.W.J. & H. VAN KEULEN, 1996: Integrating environmental and production objectives at the experimental farm "De Marke"; a modelling approach, 43-45. Annual Report AB-DLO for 1995. Wageningen, The Netherlands.
- VAN SOEST, P.J., 1994: *Nutritional Ecology of the Ruminant*. 2<sup>nd</sup> ed. Cornell University Press, Ithaca, NY, USA. 476 pp.

- VAN VUUREN, A.M., 1993: Digestion and nitrogen metabolism of grass fed dairy cows. Thesis, Agricultural University Wageningen, The Netherlands.
- VELLINGA, T., ANDRÉ, G., SCHILS, R.L.M. & O. OENEMA, 2004: Operational nitrogen fertiliser management in dairy farming systems: identification of criteria and derivation of fertiliser application rates. *Grass and Forage Science* **59**, 364-377.
- VELTHOF, G.L. & O. OENEMA, 1995: Nitrous oxide fluxes from grassland in the Netherlands: 2. Effects of soil type, nitrogen fertilizer application and grazing. *European Journal of Soil Science* **46**, 541-549.
- VOIGTLÄNDER, G. & H. JACOB, 1987: Grünlandwirtschaft und Futterbau. Verlag Ulmer, Stuttgart.
- WACHENDORF, M., BÜCHTER, M., TROTT, H. & F. TAUBE, 2004: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. II. Impact of defoliation system and nitrogen input on Nitrate leaching losses. *Grass and Forage Science* **59**, 56-68.
- WACHENDORF, C., TAUBE, F. & M. WACHENDORF, 2005: Nitrogen leaching from <sup>15</sup>N labelled cow urine and dung applied to grassland on a sandy soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **73**, 89-100.
- WCED, 1987: The world commission on Environment and Development, 1987: Our common future (Brundtland-Report). Oxford University Press, Oxford, UK.
- WEISBJERG, M.R. & K. SOEGAARD, 2000: Protein degradability of grass and grass/clover during the grazing season. *Grassland Science in Europe* **5**, 216-218.
- WHITE, S.L., BENSON, G.A., WASHBURN, S.P. & J.T. GREEN, 2002: Milk production and economic measures in confinement or pasture systems using seasonally calved Holstein and Jersey cows. *Journal of Dairy Science* **85**, 95-104.
- WHITEHEAD, D.C., 1970: The Role of Nitrogen in Grassland Productivity. Bulletin 48, Commonwealth Agricultural Bureaux, Farnham Royal, UK.
- WINCKLER, C., 2005: Tiergerechte Milchviehhaltung- wichtiger Faktor für Gesundheit, Leistung und Wohlbefinden, 1-6. 32. *Viehwirtschaftliche Fachtagung*, April 2005. Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein.
- WINKLER, L. & J. NÖSBERGER, 1985: Einfluss der Schnitthäufigkeit und N-Düngung auf die Bestandesstruktur und die vertikale Verteilung von Weißklee (*Trifolium repens* L.) in einer Dauerwiese. *Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau* **155**, 43-50.
- WOLEDGE, J., REYNERI, A., TEWSON, V. & J.A. PARSONS, 1992: The effect of cutting on the proportions of perennial ryegrass and white clover in mixture. *Grass and Forage Science* **47**, 169-179.
- YARROW, N.H. & P.D. PENNING, 1994: Managing grass/clover swards to produce differing clover proportions. *Grass and Forage Science* **49**, 496-501.





## **Kapitel 4**

**Comparison of different methodological approaches for optimised fertiliser N  
input on permanent grassland**

**-Performance and environmental effects of forage production on sandy soils-  
VI.**

**K. Treyse, G. Rave & F. Taube**

**eingereicht zur Publikation in  
*Grass and Forage Science***

## 4.1 Abstract

Nitrogen fertiliser recommendations for permanent grassland are still mainly based on marginal yield responses (Myr) derived from functions of production in response to nitrogen. In this paper we highlight the differences between optimum amounts of N fertiliser derived from Myr and Nitrogen yield Use Efficiency (NyUE). A five-year grassland experiment was evaluated and two different management levels (tactical and operational) were considered. The experiment consisted of five defoliation systems (grazing only (GO), grazing + one (MS I) or two (MS II) silage cuts in spring, cutting only (CO) and simulated grazing (SG)), four mineral N fertilisation levels ( $0\text{--}300\text{ kg N ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ ) and two slurry application levels (0 and  $70\text{ kg N ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ ).

The results show that compared to Myr, the optimum fertiliser input on tactical management level is generally reduced by the use of NyUE. Fertiliser recommendations calculated with NyUE emphasize a strategical application of fertiliser N to the first growth and first regrowth. It is concluded, that the use of NyUE as a decision support tool for optimised N fertiliser application is more reliable over years than Myr and reduces the risk of N leaching losses by matching actual plants demands.

**Keywords:** permanent grassland, fertiliser recommendations, NyUE, marginal yield response

## 4.2 Introduction

The sustainable development of farming systems pertains equally to economic, social and ecological issues and demands guidelines for good agricultural practice and a standard methodology of data interpretation (WATSON & ATKINSON, 1999; SCHRÖDER et al., 2003).

Intensive dairy farming systems are characterised by a low nitrogen (N) efficiency resulting in high N surpluses up to  $350\text{ kg N ha}^{-1}$  for Northwest Europe (VAN BRUCHEM et al., 1999; WACHENDORF et al., 2004; ROTZ et al., 2005) and high N losses via nitrate leaching (WHITEHEAD, 1995; WACHENDORF et al., 2004) and gaseous emissions (DITTERT et al., 2005). Environmental policies (e.g. Nitrate Directive (ANONYM, 1991), Water Framework Directive (ANONYM, 2000)) force dairy farmers to use N more efficiently. Current fertiliser recommendations by advisory services for intensively managed grassland in Northern Germany and the UK are still in a range of  $180\text{--}280\text{ kg N ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$  (JARVIS, 1993; ANONYM, 2006). By regarding the environmental effects of high fertiliser input, these amounts have to be questioned. In the Netherlands, for example, the implementation of the MINAS (mineral accounting system) has restricted mineral fertiliser input (AARTS et al., 2001; SCHRÖDER et al., 2003; TAMMINGA, 2003; NEVENS et al., 2005).

As a parameter for defining optimum fertiliser recommendations, the use of marginal yield responses (Myr) is common (PRINS, 1980; UNWIN & VELLINGA, 1994; HOPKINS, 2000). For improving N efficiency within a dairy farm new approaches like the 'whole farm perspective' (e.g. SCHOLEFIELD et al., 1991; SCHRÖDER et al., 2003; BØRSTING et al., 2003; VELLINGA et al., 2004; ROTZ et al., 2005) offer the opportunity to analyse each single subsystem. This approach requires specific indicators like crop- and soil- related parameters (e.g. nitrate concentration, critical N concentration,  $N_{min}$ -data, Nitrogen fertiliser Use Efficiency (NfUE) or the Nitrogen yield Use Efficiency (NyUE) (DEENEN, 1994; HASSINK, 1995; VELLINGA et al., 2004; HERRMANN & TAUBE, 2005)). Within an intensively grass-based system the NfUE and NyUE have been stressed as important indicators for optimised utilisation of N (JARVIS & AARTS, 2000; VELLINGA et al., 2004). Optimal values for NyUE account for both animal nutritional requirements and ecological consequences by a restriction of N-concentration in the forage.

Improving N efficiency can be considered at different management levels (strategic, tactical and operational) for decisions at different time and spatial scales to adjust fertiliser input (De Koeijer et al., 2003; Ondersteijn et al., 2003).

Generally, the Myr serves as a parameter for fertiliser recommendations on a tactical management level (HOPKINS, 2000), that is in the following deduced from the production response to nitrogen. The parameter NyUE is up to now rarely described (VELLINGA et al., 2004) and has not yet been used in comparison with Myr for a specific dataset.

The main objectives of this study therefore were to investigate the effects of different time scales (tactical and operational management level) and two parameters (Myr and NyUE) on derived fertiliser recommendations for intensively managed grassland in Northern Germany by:

- (i) deriving functional relationships between the N fertiliser level and the two parameters on tactical and operational scales, with regard to different defoliation systems
- (ii) discussing fertiliser recommendations derived from the two parameters in order to increase the N efficiency.

The presented data refer to the papers of TROTT et al. (2004) and WACHENDORF et al. (2004).



### 4.3 Concept

#### 4.3.1 Nitrogen yield Use Efficiency

As already presented for other forage crops (e.g. silage maize) the plant N content can serve as an indicator for detailed description of plants' N status (HERRMANN & TAUBE, 2005). The modified parameter NyUE (Nitrogen yield Use Efficiency) was tested already by VELLINGA et al. (2004) and proved its ability for grassland fertiliser recommendations.

This physiological nitrogen use efficiency describes the utilisation of N uptaken from fertiliser or soil and its conversion into dry matter (DM).

$$\text{NyUE} = \text{kg DM} / \text{kg N}_{\text{uptake}}$$

To define optimum values of NyUE the following aspects have to be considered:

Economically, sufficient crude protein (CP) contents in the diet for dairy cows accord to higher milk yields and quality, but ecologically, crude protein contents in the animal ration exceeding 180 g kg<sup>-1</sup> DM (N content of 28.8 g N kg<sup>-1</sup> DM; NyUE - value of 34.72 g DM kg<sup>-1</sup>N) cause negative effects, e.g. increased urinary N excretions and increased ammonia emissions (Hof et al., 1997; Van Bruchem et al., 1999). An imbalance of CP in the dairy ration can be balanced with concentrate or other roughages to control the ruminal N balance avoiding losses with urinary N.

On the field scale the N fertiliser level influences the CP content of grassland (e.g. Trott et al., 2004). Especially intensively grazed defoliation systems have to deal with the problem of high nutrient losses via nitrate leaching (Wachendorf et al., 2004). Results from the Nitrogen Project Karkendamm showed significant relationships between NyUE and the nitrate leaching loads for grazed systems (Treyse, 2007). A strict reduction in N fertiliser level in grazing systems keeps the nitrate leaching loads below the critical nitrate concentration of 50 mg NO<sub>3</sub>-N l<sup>-1</sup>, when the NyUE-value ranges >35 kg DM kg<sup>-1</sup>N (CP-content of 18%).

To ensure high milk yields and milk quality, 140 g kg<sup>-1</sup> crude protein (N content of 22.4 g N kg<sup>-1</sup> DM; NyUE-value of 44.64 g DM kg<sup>-1</sup>N) is described as a minimum threshold level (Hof et al., 1997; Frank & Swensson, 2002).

Therefore in this study optimum values of NyUE are set in a range of 45 to 35 kg DM kg<sup>-1</sup> N (minimum and maximum), respectively.

#### 4.3.2 Marginal yield response

Generally, recommendations of N application rates are based on economic cost-benefit analyses. In the present investigation the nitrogen productivity (kg DM kg<sup>-1</sup> N<sub>applied</sub>) expressed as Myr describes the possibility of plants to accumulate dry matter from fertiliser N.

$$\text{Myr} = \text{kg DM/ kg fertiliser N}$$

Optimal values for Myr are merely economically and depend on cost-price ratios that may vary with time. For Northern Germany marginal yield responses of 7-10 kg DM kg<sup>-1</sup>N<sub>applied</sub> have been documented as optimum by Storm (2001) and Trott (2003). These values are in accordance with older studies from the Netherlands (Prins, 1980; Deenen & Lantinga, 1993; Unwin & Vellinga 1994) describing Myr-values of 7-8 kg DM kg<sup>-1</sup> N as optimum. Thus, in the present study marginal yield responses of 10 kg DM kg<sup>-1</sup> N are set as criterion for fertiliser input calculations.

### 4.3.3 Management levels

Approaches in the Netherlands (DE KOEIJER et al., 2003; ONDERSTEIJN et al., 2003; VELLINGA et al., 2004) consider different management levels for decisions at different time and spatial scales to improve practical fertiliser input. The strategic level focuses on the long term, while the tactical level considers the production cycle of one crop within a mid-term time scale (one year). Decisions for day-to-day activities account for the operational management level, regarding the different cuts within the vegetation period. For a better understanding of the utilisation of applied N, DM and N accumulation in each growth stage have to be analysed with the aim of linking fertiliser input to actual plant demands. Hence, the tactical and operational management level are considered in this study.

## 4.4 Materials and methods

### 4.4.1 Experimental site and management

As database served data from an interdisciplinary research project ('N-Project Karkendamm'). The grassland experiment was conducted at the experimental farm Karkendamm in Northern Germany (53°55'N, 9°55'E; 14 m a.s.l.). A three-year-old reseeded grassland sward (2 kg white clover ha<sup>-1</sup>, 16 kg perennial ryegrass ha<sup>-1</sup>, 4 kg timothy ha<sup>-1</sup>, 2 kg smooth-stalked meadowgrass ha<sup>-1</sup>) was treated as *rotational grazing* (GO), *cutting only* (CO), two *mixed systems* with one (mixed system I (MSI)) or two (mixed system II (MSII)) silage cuts and subsequent rotational grazing and *simulated grazing* (SG). Four mineral N fertiliser treatments (0/100/200/300 kg total N ha<sup>-1</sup>) were split into up to 4 dressings within the vegetation period (Table 4.1). The MS I, MS II and CO received the same splitting, while GO and SG differed in the N100, N200 and N300 treatment according to different defoliation dates. Cow slurry was applied in March at two levels (0 and 20 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>) with an average total N content of 3.5 kg N m<sup>-3</sup>. Additionally P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, K<sub>2</sub>O and CaO were applied in accordance with official recommendations.

Grazing was conducted at pasture maturity (15-20 dt DM ha<sup>-1</sup>) in the GO treatment, resulting in up to 7 defoliations within the vegetation period. The SG was cut on the same dates. The CO system consisted of a 4-cut treatment, like established in practice under North German conditions, while the MS I and MS II were cut and grazed up to 5 times within the year. Due to this approach of the experimental trial, the harvest dates varied between years, defoliation systems and N levels within each defoliation system. The soil type of Karkendamm site is characterised as a peaty podsol with a clay content of 5-7% and a pH of 4.5-5. The climate is humid temperate, with mild winters and usually sufficient summer rainfall for herbage growth. The annual rainfall and the mean daily temperature as long-term mean values (1970-2000) are 823.6 mm and 8.4°C.

A detailed description of the field experiments (experimental treatments, plant sampling and analyses) is given in TROTT et al. (2004).

Tab. 4.1 Mineral N fertiliser applications (kg N ha<sup>-1</sup>) within the treatments for the different defoliation systems (TROTT, 2003). (GO: Grazing only; SG: Simulated grazing; MSI: Mixed system I; MSII: Mixed system II; CO: Cutting only).

| System                | mineral N fertilizer (kg ha <sup>-1</sup> ) |           |             |             |             |
|-----------------------|---|-----------|-------------|-------------|-------------|
|                       | Total                                       | 1. growth | 1. regrowth | 2. regrowth | 3. regrowth |
| <b>GO/SG</b>          | 0   | -         | -           | -           | -           |
|                       | 100   | 50        | 50          | -           | -           |
|                       | 200   | 50        | 50          | 50          | 50          |
|                       | 300   | 80        | 80          | 80          | 60          |
| <b>MSI /MS II/ CO</b> | 0   | -         | -           | -           | -           |
|                       | 100   | 70        | 30          | -           | -           |
|                       | 200   | 100       | 50          | 50          | -           |
|                       | 300   | 130       | 70          | 50          | 50          |

#### 4.4.2 Statistical analysis

The experimental design adopted was a 5 x 4 x 2 factorial treatment (five defoliation systems; four mineral N fertiliser regimes; two slurry treatments) established in a split-split-plot design with two replicates. The main plot consisted of the defoliation treatment, with the N fertiliser treatments as subplots. Slurry application was randomized within the defoliation systems and N application treatments.

The analysed and presented data are arithmetic means (unless otherwise stated) of five experimental years. The experiment was analysed with the SAS procedure Proc Mixed (SAS INSTITUTE, 1995), considering the split-split-plot structure of the experimental design. The critical probability value was  $p < 0.05$ . Linear contrasts were determined by using the Slice

procedure in SAS. Regression analysis was performed with REG and NLIN procedures, respectively. The fit-comparison was conducted by Mandel-test.

#### 4.5 Results and discussion

Commonly, the swards used as a database in this study, were dominated by grasses and can be described as highly productive. When no fertiliser was applied, an N supply between 60 (GO) and 180 (SG) kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> was calculated for N<sub>2</sub>-fixation of white clover (Trott et al., 2004), thus resulting in gross DM-yields of 6.6 and 8.12 t ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. On average, the efficiency of N fixation was higher in cutting regimes than under grazing. Particularly at low N application rates, the amount of fixed N was much higher in systems with no or less frequently grazing (SG, CO, MS II). The amount of fixed N decreased exponentially with increasing fertiliser N application rate, which was more pronounced in CO, SG and MS II than in systems GO and MS I (Trott et al., 2004).

In the following, the results will first be presented on a tactical management level. Within this level we will focus on the parameter NyUE first, before Myr is described. The same structure is repeated for the operational management level.

##### 4.5.1 Tactical management level:

###### **-NyUE approach-**

In table 2 the results of the statistical analysis for NyUE and gross DM yields are presented. The defoliation system and the N level influenced the NyUE significantly as main factor and in interaction. Slurry application had no effect in all defoliation systems on the utilisation of N, hence the presented data are means over two slurry levels.

Tab. 4.2 F-values and level of significance (Pr>F) on NyUE and gross DM yield. Mean of 1997-2001. (sys=defoliation system; n=N-level; sl= slurry).

| effect of variance<br>1997-2001 | NyUE<br>F-value and significance | DM yield     |
|---------------------------------|----------------------------------|--------------|
| sys                             | 106.07 (***)                     | ns           |
| n                               | 128.61 (***)                     | 152.55 (***) |
| sl                              | ns                               | 12.16 (**)   |
| sys*n                           | 6.71 (***)                       | 3.02 (**)    |
| sys*sl                          | ns                               | 6.53 (***)   |
| sl*n                            | ns                               | ns           |
| sys*sl*n                        | ns                               | ns           |

Regression analysis (figure 4.1a; table 4.3) revealed exponential relationships between NyUE and total N fertiliser for all defoliation systems with high  $r^2$ -values ranging between 0.92-0.99.

Tab. 4.3 Regression equations,  $r^2$ -values and standard errors (S.E.) for NyUE, gross DM yield and fertiliser N for the different defoliation systems. (GO: Grazing only; CO: Cutting only; MSI: Mixed System I; MSII: Mixed System II; SG: Simulated Grazing). Mean of 1997-2001. (N=total fertiliser N (kg N ha<sup>-1</sup>)).

|                                | system | a       | b       | c            | $r^2$ | S.E.   |
|--------------------------------|--------|---------|---------|--------------|-------|--------|
| <b>NyUE</b><br>$y=a+b*N+c*N^2$ | GO     | 32.4847 | -0.0198 | -0.00000205  | 0.99  | 0.0708 |
|                                | CO     | 35.6650 | 0.0286  | -0.0001      | 0.99  | 0.2438 |
|                                | MSI    | 34.6456 | -0.0104 | -0.000034153 | 0.99  | 0.5996 |
|                                | MSII   | 35.6391 | 0.0043  | -0.000072    | 0.98  | 0.9217 |
|                                | SG     | 33.9995 | 0.0367  | -0.0002      | 0.92  | 1.7242 |
| <b>DM yield</b><br>$y=a+b*N$   | GO     | 0.0090  | 6.9667  | -            | 0.60  | 0.9570 |
|                                | CO     | 0.0109  | 6.4099  | -            | 0.95  | 0.3148 |
|                                | MSI    | 0.0130  | 6.6277  | -            | 0.90  | 0.5743 |
|                                | MSII   | 0.0095  | 7.4403  | -            | 0.96  | 0.2344 |
|                                | SG     | 0.0074  | 8.0169  | -            | 0.96  | 0.2000 |

The effect of the defoliation system on NyUE was less pronounced at low N while the differences were highest at N application rates between 170-200 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Increasing N fertilisation rate caused a decline of NyUE in GO and MS I. Intensively cut systems (SG, CO) showed the highest efficiencies for all N intensity levels, reaching the highest levels at 100-200 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>.

Derived optimum fertiliser input rates from the NyUE approach with the defined maximum level (35 kg DM kg<sup>-1</sup> N) result in nil fertiliser for GO and MS I, while MS II can utilise up to 160 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, SG up to 200 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> and CO up to 220 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>.

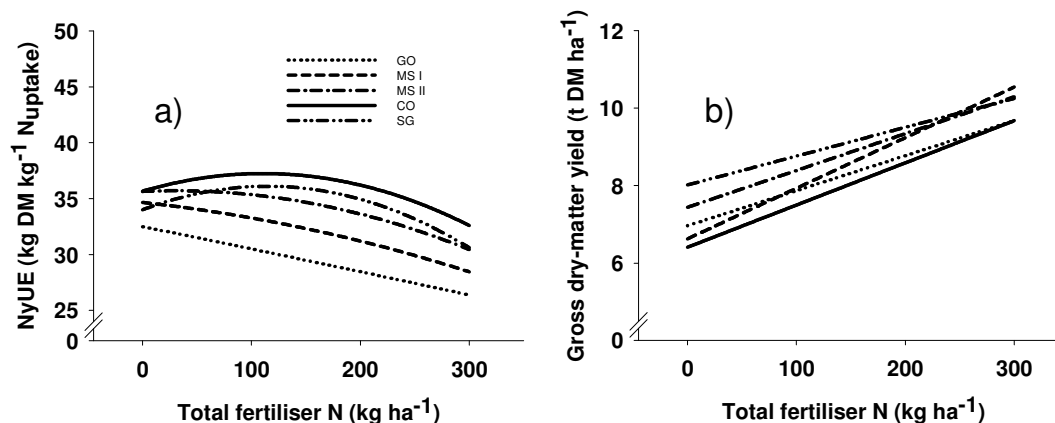


Fig. 4.1 The effect of total fertiliser N input (mineral fertiliser N+slurry N) on NyUE (a) and gross DM yield (b) under different defoliation systems. (GO: Grazing only; CO: Cutting only; MSI: Mixed System I; MSII: Mixed System II; SG: Simulated Grazing). Mean of 1997-2001.

#### **-Myur approach-**

The gross DM yields were significantly influenced by the fertiliser N level as main factor and in interaction with the defoliation system, while differences between the defoliation systems were not significant (table 4.2). Positive linear relationships between dry matter yield and total fertiliser N ( $r^2 = 0.60-0.96$ ; TROTT et al. (2004)) were deduced for all defoliation systems (figure 4.1b; table 4.3). The Myr were highest for MS I with 13 kg DM kg<sup>-1</sup> N, followed by GO and CO (10 kg DM kg<sup>-1</sup> N). MS II showed a Myr of 9 kg DM kg<sup>-1</sup> N, while SG had the lowest efficiency with 7 kg DM kg<sup>-1</sup> N due to highest N fixation rates.

#### **-Comparison of NyUE and Myr on tactical management level-**

The response of grass swards to mineral fertiliser N has been investigated throughout Europe (HOPKINS, 2000). JACKSON & WILLIAMS (1979), DEENEN & LANTINGA (1993) and HASSINK (1995) quantified fertiliser recommendation rates for exponential yield response functions of 400-430 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> for cutting and 200-230 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> for grazing.

Considering the linear relationship between gross DM yields and N fertiliser input, and excluding an extrapolation of the function beyond the tested N levels, the optimal N fertiliser level was 300 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> for all defoliation systems on a tactical management level. This is in accordance with REID (1970) and BARTHOLOMEW & CHESTNUTT (1977), who also described linear production functions for N intensities up to 600 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>.

Thus, there are essential differences in optimum N fertiliser rates derived from Myr and NyUE accounting for up to 300 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> in GO and MS I. The use of defined optimum values for NyUE (45-35 kg DM kg<sup>-1</sup> N<sub>uptake</sub>) indicates differences for the considered defoliation

systems ranging from 0 (GO, MS I)-220 (CO) kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, while the use of Myr response for fertiliser calculations were set at 300 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> as optimum for all defoliation systems.

#### **4.5.2 Operational management level:**

Whether the N source is manure or commercial N fertiliser, not well tuned rates and dates of application can lead to high levels of plant-available N and increase the potential for N-leaching. With respect to defoliation system and growth period the DM production of swards is variable depending on the amount of fertiliser N applied (figure 4.2).

##### ***-NyUE approach-***

By considering the threshold values of 35-45 kg DM kg<sup>-1</sup> N and the strategical fertilisation (table 4.1) on an operational management level, only the 1<sup>st</sup> growth and 1<sup>st</sup> regrowth in MS I and II and the 1<sup>st</sup> growth till 2<sup>nd</sup> regrowth in CO are in the optimal range. Intensively grazed systems (GO) cannot dispose any N fertiliser sufficiently.

##### ***-Myr approach-***

In table 4.4 the calculated Myr-values for the 1. growth and 1. regrowth are shown for the five defoliation systems disregarding the remaining N from previous fertiliser applications for the first regrowth. The efficiency of fertiliser N declines with increasing N input rates per growth for all defoliation systems. This is in accordance with results from ELGERSMA et al. (2000). In their study, pure grass swards yielded 1.2 t DM ha<sup>-1</sup> in the first growth with a N-fertilisation of 20 kg N ha<sup>-1</sup> (Myr= 60 kg DM kg<sup>-1</sup> N) and 1.8 t DM ha<sup>-1</sup> with 40 kg N ha<sup>-1</sup> (Myr=45 kg DM kg<sup>-1</sup> N). The results of our study show generally lower efficiencies for intensively grazed systems with e.g. 42.5 (GO) and 41.31 kg DM kg<sup>-1</sup> N (MSI) for the N100 level compared to cut systems (50.65 (CO), 49.62 (MS II) and 57.75 kg DM kg<sup>-1</sup> N (SG)).

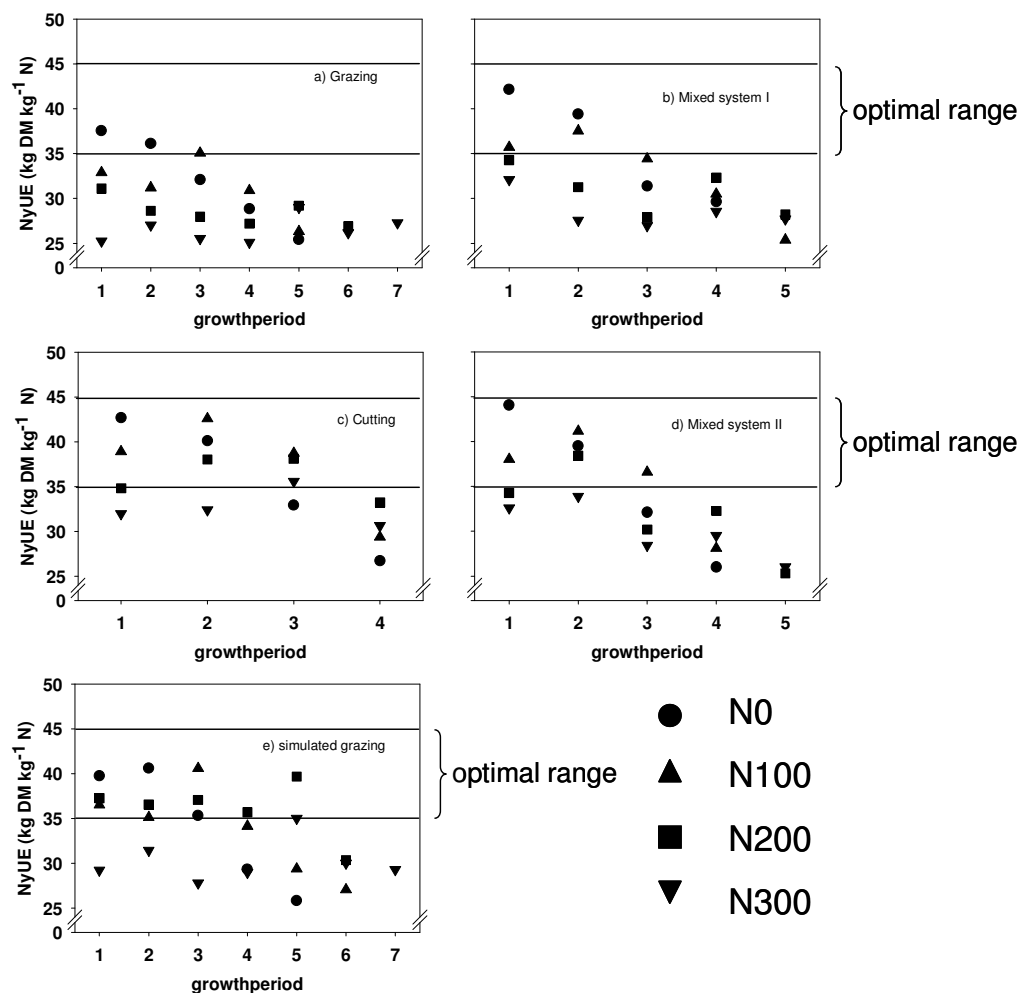


Fig. 4.2 NyUE-values of fertiliser N input (0, 100, 200, 300 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) within the vegetation period (growthperiod 1-7) for the different defoliation systems (GO: Grazing only; CO: Cutting only; MSI: Mixed System I; MSII: Mixed System II; SG: Simulated Grazing). Mean of 1997-2001.

Tab. 4.4 Calculated Myr-values for the first growth and first regrowth for the different defoliation systems. (GO: Grazing only; CO: Cutting only; MSI: Mixed System I; MSII: Mixed System II; SG: Simulated Grazing). Mean of 1997-2001.

| Myr         | N-Input | GO    | SG    | N-Input | CO    | MS I  | MS II |
|-------------|---------|-------|-------|---------|-------|-------|-------|
| 1. growth   | 50      | 42.50 | 57.75 | 70      | 50.65 | 41.31 | 49.62 |
|             | 50      | 25.05 | 42.03 | 100     | 36.41 | 37.18 | 37.21 |
|             | 80      | 15.08 | 23.99 | 130     | 28.81 | 28.60 | 31.33 |
| 1. regrowth | 50      | 36.65 | 41.32 | 30      | 62.62 | 41.98 | 65.74 |
|             | 50      | 25.68 | 44.12 | 50      | 40.92 | 32.00 | 47.68 |
|             | 80      | 22.28 | 30.84 | 70      | 31.74 | 24.47 | 36.73 |



### **-Comparison of NyUE and Myr on operational management level-**

The effects of variance on gross DM yields and NyUE are shown in table 4.5. The N level as main factor and in interaction with growth period influenced the NyUE and DM yield significantly. In figure 4.3 the two indicators are shown for the first and second growth period in CO and MSII. Using the maximum NyUE threshold value of 35 kg DM kg<sup>-1</sup> N maximum N intensities of 105 (CO) and 98 kg N ha<sup>-1</sup> (MSII) for the 1<sup>st</sup> growth were calculated (figure 4.3a). Assuming a Myr of 10 kg DM kg<sup>-1</sup> N, optimal N intensities of 69 (CO) and 97 kg N ha<sup>-1</sup> (MSII) for the 1<sup>st</sup> growth were derived. The optimal estimated N intensities for the 1<sup>st</sup> regrowth (figure 4.3b) varied between 62 (CO) and 64 (MSII) using NyUE and 45 (CO) - 49 kg N (MS II) using Myr.

Tab. 4.5 F-values and level of significance (Pr>F) on NyUE and gross DM yields for the different defoliation systems (GO: Grazing only; CO: Cutting only; MSI: Mixed System I; MSII: Mixed System II; SG: Simulated Grazing). Mean of 1997-2001. (sl: slurry; re: growthperiod; n: n-level).

|                    | GO                       | CO          | MS I        | MS II       | SG          |
|--------------------|--------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| effect of variance | F-value and significance |             |             |             |             |
| <b>DM yield</b>    |                          |             |             |             |             |
| sl                 | 30.06(***)               | 0.72(ns)    | 6.85(*)     | 0.1(ns)     | 0.44(ns)    |
| re                 | 58.19(***)               | 442.35(***) | 209.1(***)  | 389.03(***) | 302.45(***) |
| n                  | 10(***)                  | 39.52(***)  | 34.62(***)  | 25.17(***)  | 4.12(*)     |
| sl*re              | 5.1(***)                 | 0.71(ns)    | 2.4(ns)     | 3.6(*)      | 4.92(***)   |
| sl*n               | 0.72(ns)                 | 0.84(ns)    | 3.23(*)     | 0.97(ns)    | 0.17(ns)    |
| n*re               | 28.66(***)               | 21.02(***)  | 9.33(***)   | 23.72(***)  | 25.86(***)  |
| sl*n*re            | 2.46(*)                  | 1.07(ns)    | 0.37(ns)    | 0.31(ns)    | 0.53(ns)    |
| <b>NyUE</b>        |                          |             |             |             |             |
| sl                 | 0.27(ns)                 | 2.18(ns)    | 1.95(ns)    | 0.25(ns)    | 0.02(ns)    |
| re                 | 108.79(ns)               | 187.69(***) | 633.82(***) | 453.61(***) | 29.49(***)  |
| n                  | 21.06(*)                 | 22.72(***)  | 17.39(**)   | 25.51(***)  | 25.23(***)  |
| sl*re              | 1.02(ns)                 | 2.79(*)     | 2.73(ns)    | 2.16(ns)    | 3.86(*)     |
| sl*n               | 0.49(ns)                 | 0.76(ns)    | 1.37(ns)    | 0.2(ns)     | 2.01(ns)    |
| n*re               | 75.32(***)               | 31.77(***)  | 81.81(***)  | 65.53(***)  | 38(***)     |
| sl*n*re            | 0.96(ns)                 | 1.92(ns)    | 2.04(ns)    | 2.12(ns)    | 0.77(ns)    |

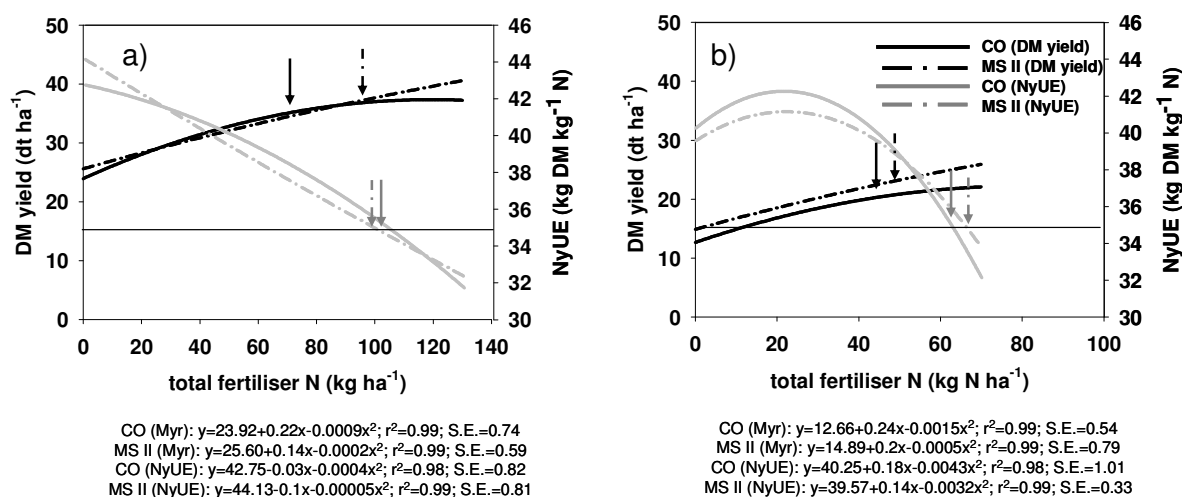


Fig. 4.3 The effect of total fertiliser N input (kg N ha<sup>-1</sup>) on DM yield (dt ha<sup>-1</sup>) and NyUE (kg DM kg<sup>-1</sup> N) in the first growth (a) and first regrowth (b) for the defoliation systems cutting only (CO) and mixed system II (MSII). Mean of 1997-2001. Arrows indicate the threshold value of 35 kg DM kg<sup>-1</sup> N and a marginal yield response of 10 kg DM kg<sup>-1</sup> N.

#### 4.5.3 Impact of the factor 'year':

The variation of optimum N-levels between years can serve as a criterion for the reliability of different methodological approaches. In table 4.6 the results of the analysis of variance on NyUE and gross DM yields for the 1<sup>st</sup> growth and 1<sup>st</sup> regrowth in CO and MS II are presented. The differences in temperature and precipitation (TROT, 2003) in the experimental years are clarified by the significant influence of the factor year as main factor.

Tab. 4.6 F-values and level of significance (Pr>F) on NyUE and gross DM yields for the 1<sup>st</sup> growth and regrowth for the defoliation systems CO and MS II. (y: year; bl: replicate; sl: slurry; n: n-level).

|                    |     | 1. growth                         |            | 1. regrowth |             |
|--------------------|-----|-----------------------------------|------------|-------------|-------------|
|                    |     | CO                                | MSII       | CO          | MSII        |
| effect of variance |     | F-value and level of significance |            |             |             |
| DM yield           | y   | 135.02(***)                       | 89.69(***) | 73.06(***)  | 111.98(***) |
|                    | bl  | 1.53(ns)                          | 0.05(ns)   | 25.51(***)  | 1.75(ns)    |
|                    | sl  | 0.8(ns)                           | 8.67(**)   | 3.06(ns)    | 9.72(**)    |
|                    | n   | 11.71(***)                        | 13.72(***) | 34.55(***)  | 51.7(***)   |
|                    | y*n | 4.68(**)                          | 2.13(ns)   | 1.61(ns)    | 4.24(**)    |
| NyUE               | y   | 20.72(***)                        | 62.38(***) | 32.77(***)  | 31.33(***)  |
|                    | bl  | 0.26(ns)                          | 5.97(*)    | 3.9(ns)     | 0.02(ns)    |
|                    | sl  | 9.94(**)                          | 0.21(ns)   | 0.27(ns)    | 0.58(ns)    |
|                    | n   | 48.79(***)                        | 97.98(***) | 36.59(***)  | 15.91(***)  |
|                    | y*n | 4.9(***)                          | 5.34(***)  | 9.97(***)   | 9.91(***)   |

The calculated optimal N intensities using Myr ranged between 0-130 kg N (CO and MS II) for the 1<sup>st</sup> growth and between 0-70 kg N for the 1<sup>st</sup> regrowth (data not shown) during the five experimental years. Regarding the parameter NyUE, the optimal fertiliser recommendations ranged between 60.5-130 kg N (CO) and 59.3-130 kg N (MS II) for the 1<sup>st</sup> growth and 23.7-70 (CO) and 14.5-65.0 (MS II) for the 1<sup>st</sup> regrowth (data not shown).

The coefficient of variation (%) served as an indicator in the present study (table 4.7) to express the sensitivity of the two parameters, NyUE and DM yield to different environmental conditions. The coefficient of variation for NyUE for the considered vegetation periods and years varied to a lesser extent than the DM yields (table 4.7).

N fertiliser recommendations based on NyUE are more reliable over years because NyUE is to a lesser extent dependent on weather conditions than Myr approach.

Tab. 4.7 Variation of NyUE and gross DM yields by coefficient of variation (CV (%)) within each N-level for the 1<sup>st</sup> growth and regrowth for the defoliation systems CO (cutting only) and MS II (mixed system II). (min-max represent the range of NyUE and DM yields for the 5 years).

|                             | NyUE      |               |               |               |               | DM yield      |               |               |               |
|-----------------------------|-----------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
|                             | 0 kg N    | 70 kg N       | 100 kg N      | 130 kg N      |               | 0 kg N        | 70 kg N       | 100 kg N      | 130 kg N      |
| 1. growth<br>cutting only   | CV (%)    | 19.60         | 12.98         | 12.77         | 6.69          | 32.45         | 39.93         | 27.03         | 34.78         |
|                             | (min-max) | (32.75-55.15) | (32.85-43.67) | (30.29-41.82) | (29.15-34.88) | (14.08-35.11) | (16.79-53.77) | (21.19-47.92) | (18.01-49.66) |
| mixed system II             | CV (%)    | 18.68         | 18.27         | 9.72          | 9.21          | 40.55         | 36.61         | 29.58         | 28.68         |
|                             | (min-max) | (34.05-55.78) | (28.01-45.19) | (30.89-38.97) | (29.40-36.12) | (16.58-42.99) | (19.46-53.63) | (24.01-50.85) | (25.62-52.24) |
|                             | 0 kg N    | 30 kg N       | 50 kg N       | 70 kg N       |               | 0 kg N        | 30 kg N       | 50 kg N       | 70 kg N       |
| 1. regrowth<br>cutting only | CV (%)    | 16.67         | 14.99         | 18.87         | 14.55         | 21.4          | 41.68         | 32.54         | 31.15         |
|                             | (min-max) | (31.50-47.14) | (35.10-49.75) | (30.48-49.33) | (26.46-38.71) | (5.68-21.4)   | (11.30-31.16) | (12.85-29.98) | (13.06-28.32) |
| mixed system II             | CV (%)    | 11.07         | 12.43         | 21.26         | 14.42         | 43.08         | 44.70         | 34.98         | 41.30         |
|                             | (min-max) | (35.53-45.89) | (34.54-47.10) | (30.76-52.24) | (27.62-40.63) | (9.10-25.54)  | (11.70-33.70) | (15.28-34.10) | (15.09-38.55) |

## 4.6 Synthesis

There is no question concerning positive effects of high N inputs on productivity and forage quality of grass swards. But the development of sustainable grassland production systems requires assessment parameters for dealing with the problem of high N surpluses and N losses. As shown by ONDERSTEIJN et al. (2003), an optimised nutrient management by a reduction in fertiliser intensity and an improvement of the operational management level plays a decisive role for the reduction of nutrient surplus.

Our results show, that the implementation of operational scales offers the opportunity to link fertiliser recommendations to the efficiency of N conversion, as also stated by VELLINGA et al. (2004). Calculated maximum N intensities on a tactical management level derived from the parameter NyUE are 160 (MS II) and 220 (CO) kg N ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>, which are almost completely

applied in the 1<sup>st</sup> growth and regrowth, when plants uptake is highest. The deduced fertiliser rate of  $300 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  with the parameter Myr on a tactical management level has to be split into more than two dressings within the vegetation period, because the first two growths only demand for calculated  $114 \text{ kg N ha}^{-1}$  (CO) and  $146 \text{ kg N ha}^{-1}$  (MS II). This is in accordance with actual recommendations of advisory services in Northern Germany, proposing up to five dressings within the vegetation cycle. It can be stated, that the use of NyUE reduces total N fertiliser input and focuses on a strategically early season fertiliser application to the first growth and first regrowth.

In general fertiliser recommendations based on NyUE can reduce total forage yield, and thereby are not straightened pure economically as Myr. On the other hand not only yield but forage quality is necessary to ensure high milk production levels in dairy farming systems. As the influence of fertiliser N-level on energy content is negligible, the influence on CP-content is of great relevance (TROTTE et al., 2004). The profit of dairy farming is to produce as much milk from roughage as possible to decrease cost-intensive concentrate input. A grassland farm is restricted on strategical management level to the use of fresh grass or silage grass whereas a mixed farm uses as well silage maize as roughage. In table 8 impact of different roughage diets and their effects on ruminal N balance (as an indicator for N-loads with urinary N of the animal), as well as resulting mineral fertiliser input and nitrate leaching loads on grassland are shown as calculated with standards of DLG guidelines (2006) for nutritive value for grass. The ruminal N balance (RNB) is strongly positive with pure grass and silage grass with 18% CP as deduced as maximum content in this study. Silage maize realises a CP-content of 8% in general leading to a strongly negative RNB. Aim of feeding strategy is a RNB of zero or even positive (maximum=50, (GfE, 2001)). The grassland farm needs to decrease fertiliser input on grazed systems (fresh grass) and even a RNB of 50 is achieved without any additional fertiliser. Though, the risk of nitrate leaching can be decreased by a restriction in CP-content as already shown before (see concept of the study). On the other hand a mixed farm has to minimise the negative RNB of silage maize and thereby a 50/50 ration of grass or silage grass and silage maize allows high CP contents for grass. To achieve a CP content of 20.5% (RNB=0),  $70\text{-}100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  have to be applied, while for a RNB of 50 even  $>300 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  are needed. This, however, leads to extremely high nitrate leaching loads on grassland exceeding nitrate concentration of  $50 \text{ mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$  as shown by results of WACHENDORF et al. (2004) with the same dataset indicating a close relationship between fertiliser N level and nitrate leaching loads. Especially in intensively grazed systems (GO) nitrate leaching losses ranged up to  $120 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$  (fertilised with  $300 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ), while unfertilised grazed systems are in the range postulated in the Nitrate Directive (ANONYM, 1991).

Taking these facts into account, it can be concluded, that calculated optimal fertiliser rates by NyUE of nil fertiliser N application for grazed systems (GO) decrease the leaching losses, while recommendations of 300 kg N ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> by Myr lead to intolerable N loads. Therefore NyUE can serve as a parameter for avoiding NO<sub>3</sub>-leaching loads.

Table 4.8 Calculations of roughage diets with different crude protein contents (CP) and their impact on ruminal N balance (RNB), crude protein content (CP), fertiliser application rate and nitrate leaching load in grassland. (\* = out of measured range).

| Ration<br>fresh grass/Silage maize | RNB g/kgTM<br>with CP=18% | calculated CP-content (%) for |        |        | derived amount of fertiliser (kg) for |        |        | derived N- load (kg NO <sub>3</sub> -N ha <sup>-1</sup> ) for |        |        |
|------------------------------------|---------------------------|-------------------------------|--------|--------|---------------------------------------|--------|--------|---|--------|--------|
|                                    |                           | RNB=0                         | RNB=20 | RNB=50 | RNB=0                                 | RNB=20 | RNB=50 | RNB=0   | RNB=20 | RNB=50 |
| 100/0                              | 85.12                     | 14.50                         | 15.00  | 16.50  | 0.00                                  | 0.00   | 0.00   | *   | *      | *      |
| 0/100                              | -128.35                   | -                             | -      | -      |                                       |        |        |   |        |        |
| 50/50                              | -21.62                    | 20.50                         | 21.50  | 24.00  | 100.00                                | 120.00 | >300   | 40.00   | 60.00  | >119   |
| Silage grass/Silage maize          |                           |                               |        |        |                                       |        |        |   |        |        |
| 100/0                              | 84.16                     | 14.50                         | 15.00  | 16.50  | 0.00                                  | 0.00   | 0.00   | *   | *      | *      |
| 0/100                              | -128.35                   | -                             | -      | -      |                                       |        |        |   |        |        |
| 50/50                              | -22.10                    | 20.00                         | 22.00  | 24.00  | 70.00                                 | 210.00 | >300   | 42.00   | 70.00  | >119   |
| fresh grass/Silage grass           |                           |                               |        |        |                                       |        |        |   |        |        |
| 100/0                              | 85.12                     | 14.50                         | 15.00  | 16.50  | 0.00                                  | 0.00   | 0.00   | *   | *      | *      |
| 0/100                              | 84.16                     | 14.50                         | 15.00  | 16.50  | 0.00                                  | 0.00   | 0.00   | *   | *      | *      |
| 50/50                              | 847.64                    | 14.50                         | 15.00  | 16.50  | 0.00                                  | 0.00   | 0.00   | *   | *      | *      |

Considering the operational management level and the focussing on an early season N application, statements of HOPKINS (2000) are confirmed, that fertiliser application later in the vegetation period leads to poor responses (DM yield) and thereby increases the risk of leaching losses.

In order to define meaningful indicators for measuring the sustainability of land-use systems, one criterion is repeatability (CHRISTEN & O'HALLORAN-WIETHOLZ, 2002). It is already stated by HOPKINS (2000), that weather conditions, season and the sward itself affect the slope of the response curve and thereby the Myr. Results of the present study demonstrate NyUE as a more convenient tool for calculating N fertiliser recommendations, due to the small variation between experimental years.

## 4.7 Conclusions

The N-cycle of dairy farming systems is characterized by low N-efficiencies and high nutrient loads to the environment. The parameter NyUE as a decision support tool integrates optimal animal nutritional requirements and plant nutrient uptake ability into fertiliser recommendations. Regarding the described results, the NyUE approach emphasizes a strategical application of fertiliser N to the first growth and first regrowth. To attain a reduction in fertiliser input and a decrease in N losses, the parameter NyUE is more reliable than Myr.

## Acknowledgements

We would like to thank especially Hagen Trott and Michael Wachendorf for providing the data. The present work was financially supported by the German Federal Environmental Foundation.

## 4.8 Literature

- AARTS, H.F.M., CONIJN, J.G. & W.J. CORRE', 2001: Nitrogen fluxes in the plant component of the 'De Marke' farming system, related to groundwater nitrate content. *Netherlands Journal of Agricultural Science* **49**, 153-162.
- ANONYM, 1991: Nitratrictlinie 1991: Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft Nr. L 375 (in German).
- ANONYM, 2000: Wasserrahmenrichtlinie 2000: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft Nr. L 327 (in German).
- ANONYM, 2006: Richtwerte für die Düngung: 19. Auflage 2006. Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (eds.) (in German).
- BARTHOLOMEW, P.W. & D.M.B. CHESTNUTT, 1977: The effect of a wide range of fertiliser nitrogen application rates and defoliation intervals on the dry matter-production, seasonal response to nitrogen, persistence and aspects of chemical composition of perennial ryegrass. *Journal of Agricultural Science* **88**, 711-721.
- BØRSTING, C.F., KRISTENSEN, T., MISCIATELLI, L., HVELPLUND, T. & M.R. WEISBJERG, 2003: Reducing nitrogen surplus from dairy farms. Effects of feeding and management. *Livestock Production Science* **83**, 165-178.
- CHRISTEN, O. & Z. O'HALLORAN-WIETHOLZ, 2002: Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft. In: Institut für Landwirtschaft und Umwelt (ilu) (eds.). Heft **3**/2002. Bonn. (in German).
- DEENEN, P.J.A.G. & E.A. LANTINGA, 1993: Herbage and animal production responses to fertiliser nitrogen in perennial ryegrass swards. 1: Continuous grazing and cutting. *Netherlands Journal of Agricultural Science* **41**, 179-203.
- DEENEN, P.J.A.G., 1994: Nitrogen use efficiency in intensive grassland farming. Thesis Wageningen, Agricultural University, Wageningen, The Netherlands.

- DE KOEIJER, T.J., WOOSINK, G.A.A., SMIT, A.B., JANSSENS, S.R.M., RENKEMA, J.A. & STRUIK, P.C. (2003) Assessment of the quality of farmer's environmental management and its effects on resource use efficiency: a Dutch case study. *Agricultural systems*, **78**, 85-103.
- DLG (DEUTSCHE LANDWIRTSCHAFTSGESELLSCHAFT) (2006) DLG FUTTERWERTTABELLEN WIEDERKÄUER. 8. EDITION, DLG VERLAG.
- DITBERT, K., LAMPE, C., GASCHÉ, R., BUTTERBACH-BAHL, K., WACHENDORF, M., PAPEN, H., SATTELMACHER, B. & F. TAUBE, 2005: Short-term effects of single or combined application of mineral N fertilizer and cattle slurry on the fluxes of radiatively active trace gases from grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry* **37**, 1665-1674.
- ELGERSMA, A., SCHLEPERS, H. & M. NASSIRI, 2000: Interactions between perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.) and white clover (*Trifolium repens* L.) under contrasting nitrogen availability: productivity, seasonal patterns of species composition, N<sub>2</sub> fixation, N transfer and N recovery. *Plant and Soil* **221**, 281-299.
- FRANK, B. & C. SWENSSON, 2002: Relationship between content of crude protein in rations for dairy cows and milk yield, concentration of urea in milk and ammonia emissions. *Journal of Dairy Science* **85**, 1829-1838.
- HASSINK, J., 1995: Effect of the non-fertiliser N supply of grassland soils on the response of herbage to N fertilisation under mowing conditions. *Plant and Soil* **175**, 159-166.
- HERRMANN, A. & F. TAUBE, 2005: Nitrogen concentration at maturity- an indicator of nitrogen status in forage maize. *Agronomy Journal* **97**, 201-210.
- HOF, G., VERVOORN, M.D., LENAERS, P.J. & S. TAMMINGA, 1997: Milk urea nitrogen as a tool to monitor the protein nutrition of dairy cows. *Journal of Dairy Science* **80**, 3333-3340.
- HOPKINS, A., 2000: Herbage Production. In: HOPKINS, A. (ed.) Grass- Its Production and Utilization. 3<sup>rd</sup> edition. Blackwell Science Ltd.
- JACKSON, M.V. & T.E. WILLIAMS, 1979: Response of grass swards to fertiliser N under cutting or grazing. *Journal of Agricultural Science* **92**, 549-562.
- JARVIS, S.C., 1993: Nitrogen cycling and losses from dairy farms. *Soil Use and Management* **9**, 99-105.
- JARVIS, S.C. & H.F.M. AARTS, 2000: Nutrient management from farming systems perspective. In: Sørengaard, K. et al. (eds.) *Proceedings of the 18<sup>th</sup> General Meeting of the European Grassland Federation*, 363 – 373.
- NEVENS, F., VERBRUGGEN, I., REHEUL, D. & G. HOFMAN, 2005: Farm gate nitrogen surpluses and nitrogen use efficiency of specialized dairy farms in Flanders: Evolution and future goals. *Agricultural Systems* **88**, 142-155.

- ONDERSTEIJN, C.J.M., BELDMAN, A.C.G., DAATSELAAR, C.H.G., GIESEN, G.W.J. & R.B.M. HUIRNE, 2003: Farm structure or farm management: Effective ways to reduce nutrient surpluses on dairy farms and their financial impacts. *Livestock Production Science* **84**, 171-181.
- PRINS, W.H., 1980: Limits to nitrogen fertiliser on grassland. Thesis Wageningen, Agricultural University, Wageningen, The Netherlands.
- REID, D., 1970: The effects of a wide range of nitrogen application rates on the yields from a perennial ryegrass sward with and without white clover. *Journal of Agricultural Science* **74**, 227-240.
- ROTZ, C.A., TAUBE, F., RUSSELLE, M.P., OENEMA, J., SANDERSON, M.A. & M. WACHENDORF, 2005: Whole-farm perspectives of nutrient flows in grassland agriculture. *Crop Science* **45**, 2139-2159.
- SAS Institute, 1995: SAS User's Guide 6.11. Cary, NC, USA. SAS Institute Ltd.
- SCHOLEFIELD, D., LOCKYER, D.R., WHITEHEAD, D.C. & K.C. TYSON, 1991: A model to predict transformations and losses of nitrogen in UK pastures grazed by beef cattle. *Plant and Soil* **132**, 165-177.
- SCHRÖDER, J.J., AARTS, H.F.M., TEN BERGE, H.F.M., VAN KEULEN, H. & J.J. NEETESON, 2003: An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *European Journal of Agronomy* **20**, 33-44.
- STORM, D., 2001: Quantifizierung wirtschaftlicher Effekte von Maßnahmen zur Beeinflussung der Stickstoffflüsse im spezialisierten Milchvieh-Futterbaubetrieb. Dissertation. Universität Kiel. Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Germany. (in German).
- TAMMINGA, S., 2003: Pollution due to nutrient losses and its control in European animal production. *Livestock Production Science* **84**, 101-111.
- TREYSE, K. (2007): Indicators for sustainable grassland management PhD Thesis, University of Kiel. (in German)
- TROTT, H., 2003: Mittelfristige Auswirkungen einer variierten Bewirtschaftungsform und N-Intensität auf Leistungsparameter und die Stickstoffbilanz von Dauergrünland. Dissertation. Universität Kiel. Germany. *Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*, **28**. (in German).
- TROTT, H., WACHENDORF, M., INGWERSEN, B. & F. TAUBE, 2004: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. I. Impact of defoliation system and nitrogen input on performance and N balance of grassland. *Grass and Forage Science* **59**, 41-55.



- UNWIN, R.J. & T. VELLINGA, 1994: Fertiliser recommendations for intensively managed grassland. In: 't Mannetje, &. Frame, L. (eds) *Proceedings of the 15<sup>th</sup> General Meeting of the European Grassland Federation*, 590-592.
- VAN BRUCHEM, J., SCHIERE, H. & H. VAN KEULEN, 1999: Dairy farming in the Netherlands in transition towards more efficient nutrient use. *Livestock Production Science* **61**, 145-153.
- VELLINGA, T., ANDRE, G., SCHILS, R.L.M. & O. OENEMA, 2004: Operational nitrogen fertiliser management in dairy farming systems: Identification of criteria and derivation of fertiliser application rates. *Grass and Forage Science* **59**, 364-377.
- WACHENDORF, M., BÜCHTER, M., TROTT, H. & F. TAUBE, 2004: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. II. Impact of defoliation system and nitrogen input on Nitrate leaching losses. *Grass Forage Science* **59**, 56-68.
- WATSON, C.A. & D. ATKINSON, 1999: Using nitrogen budgets to indicate nitrogen use efficiency and losses from whole farm systems: a comparison of three methodological approaches. *Nutrient cycling in Agroecosystems* **53**, 259-267.
- WHITEHEAD, D.C., 1995: Grassland Nitrogen. CAB International. Wallingford, UK.

## **Kapitel 5**

### **Generaldiskussion**

### **General discussion**

## 5.1 Einleitung

Dauergrünland hat in der futterbaulichen Praxis in Deutschland einen hohen Stellenwert. Derzeit werden 28,9 % der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche in Deutschland als Grünland genutzt (ANONYM, 2005), jedoch ist auf ackerfähigen Standorten weiterhin eine Tendenz zur Umwandlung von Dauergrünland zum Ackerfutterbau (z.B. Silomaisanbau) zu beobachten (vgl. CONIJN et al., 2002).

Die europäische Agrarpolitik ist durch neue Anforderungen an die betriebliche Dokumentations- und Nachweispflicht im Rahmen von Cross-Compliance (VO (EG) Nr. 1782/2003 (ANONYM, 2003)) gekennzeichnet. Daraus entstehen für den Bereich Grünland und Futterbau u.a. Forderungen zum Erhalt der landwirtschaftlichen Flächen in gutem ökologischem Zustand (VO (EG) Nr. 1782/2003; Anhang IV) und die Erhaltung von Dauergrünland (Durchführungsverordnung (EG) Nr. 796/2004; ANONYM, 2004). Auf nationaler Ebene greift zusätzlich als Instrument zur Umsetzung der Nitrat- (ANONYM, 1991) und EU-Wasserrahmenrichtlinie (ANONYM, 2000) die Düngeverordnung (ANONYM<sub>1</sub>, 2006). Die Stickstoff (N)-Bilanzsalden sollen in den nächsten Jahren deutlich reduziert werden, so dass insbesondere Grünlandbetriebe, die auf sandigen Standorten (z.B. Norddeutschland) lokalisiert sind, aufgrund der geringen N-Effizienz des Produktionsprozesses optimierte Produktionsverfahren nutzen müssen, um die gestellten Auflagen zu erfüllen.

Ziel dieser politischen Entscheidungen ist die Kopplung von Transferzahlungen an festgelegte Umweltstandards. Für die Umsetzung der Standards in die Praxis und zur Kontrolle eventueller Verstöße gegen neue Verordnungen sind geeignete Instrumente, sogenannte Indikatoren, erforderlich, die über die Dokumentation der Produktionsprozesse hinaus die Analyse und Bewertung landwirtschaftlicher Betriebssysteme zulassen, fachlich fundierte Aussagen liefern und zur Entscheidungsfindung beitragen.

Eine nachhaltige Landwirtschaft ist ökologisch tragfähig, ökonomisch existenzsichernd, sozial verantwortlich, Ressourcen schonend und dient als Basis für zukünftige Generationen (ALLEN et al., 1991). Dabei wird der Schwerpunkt zur Verwirklichung einer nachhaltigen Landwirtschaft besonders in der Verbesserung der Umweltverträglichkeit des konventionellen Landbaus gesehen.

Weltweit werden Anstrengungen unternommen, die Einflüsse der Landwirtschaft auf die belebte und unbelebte Umwelt zu quantifizieren und zu bewerten. Für intensiv genutztes Grünland liegt der Schwerpunkt insbesondere auf Aspekten des abiotischen Ressourcenschutzes im Hinblick auf Nährstoffflüsse und -verluste sowie der Nutzungseffizienz fossiler Energie. Diese Punkte sind im intensiven Milchvieh-Futterbau von besonderer Relevanz: Die tierische Produktion ist durch eine niedrige Nährstoffeffizienz gekennzeichnet (VAN DER MEER, 1982), so dass in dem Anfall von Wirtschaftsdüngern ein erhebliches Risiko für

Nährstoffverluste durch Nitratauswaschung und gasförmige Verbindungen liegt, die in allen Ebenen des Landwirtschaftsbetriebes (Tier, Stall, Feld) auftreten können. Beziehungen zwischen N-Bilanzsalden und N-Verlusten wurden bereits für intensive Grünlandnutzungssysteme publiziert (z.B. AARTS et al., 1992; 1999; 2000; SCHOLEFIELD et al., 1993; FRATER et al., 1998; VELLINGA et al., 2001), ebenso wie die Quantifizierung der N-Sickerwasserverluste in Abhängigkeit der Nutzungsintensität des Grünlandes in verschiedenen Arbeiten dokumentiert ist (THEIß, 1989; BENKE, 1992; ERNST, 1992; HÜGING, 1997; WACHENDORF et al., 2004). Die Futterbereitstellung sowohl in Form zugekauften Kraftfutters als auch in Form selbsterzeugten Raufutters ist ferner mit einem erheblichen Aufwand an fossiler Energie verbunden (KELM, 2003).

Bislang sind existierende Indikatoransätze und indikatorgestützte Gesamtbetriebsmodelle sowohl für den Bereich der Tierhaltung und -ernährung als auch der intensiven Grünlandnutzung unzureichend entwickelt und unterscheiden sich methodisch voneinander (u.a. VAN DER WERF, 1996; BOCKSTALLER et al., 1997; LEWIS & BARDON, 1998; HÜLSBERGEN, 2003). Der erreichte Entwicklungsstand erfordert die ständige Weiterentwicklung und Anpassung an spezifische Einsatzgebiete. Ferner muss die Akzeptanz gesteigert und die Nutzung betrieblicher Managementsysteme vorangetrieben werden.

## **5.2 Zusammenfassende Darstellung der Untersuchungsergebnisse**

Ziel der Arbeit war es, Indikatoren für Produktionssysteme im Grünland-Futterbau im Hinblick auf ihre Eignung, Umsetzbarkeit und Praxis- bzw. Umweltrelevanz zur Nachhaltigkeitsbewertung zu prüfen. Diese wurden anschließend anhand wissenschaftlicher Untersuchungen und Erhebungen quantitativ getestet, auf der Skalenebene der Fläche formuliert und mit Grenz- bzw. Zielwerten definiert.

Zur Bewertung der Nachhaltigkeit von Grünlandbeständen wurde in Kapitel 2 zunächst ein Indikatoransatz ausgearbeitet, der eine differenzierte Beschreibung des Leistungs- und Qualitätspotentials von intensiv genutztem Dauergrünland ermöglicht. Folgende Schlüsse konnten gezogen werden:

- Bestehende Ansätze zur Bewertung von intensiv genutztem Grünland konzentrieren sich ausschließlich auf Einzelindikatoren (Ertrag, Futterqualität), die nicht miteinander in Verbindung stehen
- Ausgewählte Indikatoren müssen jedoch vernetzt werden, um die Subsysteme des landwirtschaftlichen Betriebes 'Boden-Pflanze-Tier' gemeinsam betrachten zu können

- Für intensiv genutztes Grünland sind zur Nachhaltigkeitsbewertung neben der Ertragsleistung und Futterqualität die Bestandeszusammensetzung und die Bodennährstoffgehalte als Indikatoren zu berücksichtigen
- Mit Hilfe von Bewertungsfunktionen können Vergleiche unterschiedlicher Bestände und Nutzungssysteme unabhängig von der Größe und Skalierung der Ausgangswerte durchgeführt werden
- Die ausgewählten Indikatoren spiegeln sowohl den Einfluss der Nutzungshäufigkeit als auch der mineralischen N-Düngung für intensiv genutzte Grünlandbestände Norddeutschlands wieder, so dass die generelle Aussagefähigkeit bestätigt ist und eine Schwachstellenanalyse der Bewirtschaftung vorgenommen werden kann
- Der Ansatz dient als Nachweisinstrument der guten fachlichen Praxis in der Grünlandbewirtschaftung für die Anwendung in der Praxis, Beratung und Administration.

In Kapitel 3 erfolgte eine Gegenüberstellung der Nutzungssysteme Weide- und Schnittnutzung im Hinblick auf die Parameter Ressourcenverbrauch, Kosten, Tiergerechtigkeit und Leistungsfähigkeit der Grünlandbestände. Es konnten folgende Unterschiede als markant herausgearbeitet werden:

- Intensive Schnittnutzungssysteme in Verbindung mit ganzjähriger Stallhaltung zeigen hinsichtlich des Nährstoffkreislauf mengenmäßig geringere und besser quantifizierbare Verlustpfade auf als beweidete Systeme
- Während die Energiebilanz die Weidehaltung als effizientes System im Vergleich zur Schnittnutzung auszeichnet, sind die auftretenden Nährstoffverluste bei intensiver Weidenutzung als problematisch einzuordnen
- Die Weide gilt als optimales Haltungsverfahren für Rinder aus Sicht der Tiergerechtigkeit und zeigt insbesondere Vorteile durch Einsparung an Maschinen-, Stall-, Tierarzt- und Exkrementlagerkosten
- Bei Einhaltung eines moderaten Stickstoff-Düngungsniveaus ist die Weidehaltung auch für die Zukunft in der intensiven Milch- und Fleischproduktion als nachhaltiges Produktionsverfahren zu charakterisieren.

Möglichkeiten zur Verbesserung der bislang gültigen Empfehlungen zur Ableitung optimaler N-Intensitäten, die insbesondere hinsichtlich der Novellierung der Düngeverordnung und der damit geforderten Reduktion der N-Bilanzsalden relevant sind, wurden in Kapitel 4 analysiert. Dazu wurden die Parameter Grenzertrag (Myr) und endogene N-Verwertung (NyUE) für fünf Nutzungssysteme gegenübergestellt und sowohl auf taktischer als auch auf operationaler Ebene geprüft. Folgendes kann festgehalten werden:

- Die bislang nach Myr abgeleiteten optimalen Düngergaben können durch die Ableitung nach NyUE reduziert werden
- Beweidete Systeme erreichen die höchste N-Effizienz ohne jegliche Düngung, wohingegen schnittgenutzte Systeme N-Mengen bis zu  $220 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  umsetzen können
- Auf operationaler Managementebene wird mit dem Indikator NyUE eine strategische N-Applikation zum ersten und zweiten Aufwuchs in schnittgenutzten Systemen abgeleitet
- NyUE zeigt im Vergleich zu Myr weniger starke Schwankungen zwischen den Jahren und kann daher als robuster, reproduzierbarer Indikator beschrieben werden
- Die Nitratauswaschungsverluste können durch die Applikation der nach NyUE abgeleiteten Düngergaben reduziert werden.

### 5.3 Anforderungen an Nachhaltigkeitsindikatoren

Verschiedene Autoren haben sich mit Anforderungen beschäftigt, die an Indikatoren gestellt werden (u.a. CHRISTEN & O'HALLORAN-WIETHOLZ, 2002; VAN DER WERF & PETIT, 2002; HALBERG et al., 2005). Zur Gewährleistung sicherer Aussagen konnten folgende Punkte als relevant herausgearbeitet werden:

1. Der Aufwand der Datenerhebung und notwendiger Überprüfungen durch die Festlegung der primären Zielstellung ist in Grenzen zu halten, um damit
2. die Kosten zu minimieren.
3. Daher ist die Anzahl an Indikatoren auf ein Minimum zu begrenzen, wobei dennoch die externen Effekte reflektiert werden sollten.
4. Entscheidend ist die eindeutige Festlegung des Skalenniveaus und der Systemgrenze, da grundsätzlich im landwirtschaftlichen Sektor die Ansätze zur Messung der Nachhaltigkeit auf die Schlag- oder gar Teilschlagebene, den Betrieb, die Region bis hin zu unterschiedlichen politischen Ebenen und die globale Ebene ausgedehnt werden können.
5. Der wissenschaftliche Hintergrund sollte ausreichend gesichert sein, um mit einfachen, kontrollierbaren und justitierbaren Indikatoren ergebnis- und maßnahmenorientiert Aussagen treffen zu können.

Im Folgenden werden anhand einiger Beispiele der einzelnen Kapitel ausgewählte Anforderungskriterien näher diskutiert.

### 5.3.1 Problematik der Datenerfassung

#### - Stickstoff-Saldo und sickerwassergebundene Stickstoff-Verluste

Die mit der Anwendung von Indikatoren, z.B. in Gesamtbetriebsmodellen, verbundenen Probleme bestehen häufig in der Datenerfassung auf den einzelnen landwirtschaftlichen Betrieben (vgl. BREITSCHUH et al., 2004). Es mangelt zum einen an der Verlässlichkeit der Aussagen von Nutzern landwirtschaftlicher Betriebsmodelle (Landwirte), zum anderen an der Genauigkeit der Datenerfassung, so dass die generelle Aussagefähigkeit gewählter Indikatoren herabgesetzt sein kann. Langjährige wissenschaftliche Untersuchungen und Dauerbeobachtungen sind daher unverzichtbar, um Ergebnisse hinsichtlich der Verlässlichkeit und Plausibilität zu prüfen. Dies soll am Beispiel des N-Saldos und der sickerwassergebundenen N-Verluste verdeutlicht werden.

Die Festlegung von Umweltqualitätszielen (z.B. Nitrat-Trinkwassergrenzwert) in agrarpolitischen Richtlinien (Nitratrichtlinie (ANONYM, 1991), EU-Wasserrahmenrichtlinie (ANONYM, 2000)) wird u.a. über tolerierbare N-Salden (ANONYM<sub>1</sub>, 2006) kontrolliert. Der Bilanzüberschuss von Stickstoff stellt nach BACH & FREDE (2005) einen der wenigen allgemein anerkannten Schlüsselindikatoren zur Bewertung der Nachhaltigkeit der landwirtschaftlichen Produktion sowie der Umweltbelastung dar. Nährstoffströme in der Landwirtschaft werden nach verschiedenen methodischen Ansätzen bilanziert, denen unterschiedliche Skalenbegrenzungen zugrunde liegen (u.a. *Betriebsbilanz* (Hoftorbilanz), *Flächenbilanz* (Feld-Stall-Bilanz; aggregierte Schlagbilanz; Flächenbilanz nach Hoftor-Methode, vgl. GUTSER, 2006). Dies beeinflusst in erheblichem Maße die Ergebnisse und erschwert deren objektive Interpretation. Die Bilanzierung in Form der Hoftor-Bilanz (Skalenebene Gesamtbetrieb) wird derzeit bereits in Gesamtbetriebsmodellen, z.B. Kriterien umweltverträglicher Landnutzung (KUL) angewandt. Auch BACH & FREDE (2005) schlagen diese Bilanzierungsform zur Dokumentation und für die Nachweisfunktion bzw. Umweltberichterstattung vor. In der novellierten Düngeverordnung (ANONYM<sub>1</sub>, 2006) dienen jedoch bezüglich der Nachweispflicht die jährlichen N-Bilanzrechnungen auf Schlagebene als Quantifizierungsmaßstab.

Ausschließlich der N-Saldo, der auf jedem Betrieb erfasst wird, liefert bei Verwendung einer einheitlichen Methode verallgemeinernde und reproduzierbare Ergebnisse, die zum Vergleich verschiedener Nutzungssysteme (vgl. Kapitel 3) und Produktionszweige dienen. Insbesondere in tierhaltenden Betrieben ist die Aussagekraft der Feld-Stall-Bilanz nach GUTSER (2006) jedoch herabgesetzt, da zwangsläufig auf einen berechneten Wirtschaftsdüngeranfall und z.T. geschätzte Grünlanderträge zurückgegriffen werden muss. In der Konsequenz ist die 'Hoftor-Bilanz' der 'Feld-Stall-Bilanz' aufgrund der belegbaren und objektiven Datengrundlage sowohl innerbetrieblich, außerbetrieblich sowie agrarpolitisch und administrativ vorzuziehen.

Die Literaturstudie (Kapitel 3) der beiden am stärksten differierenden Nutzungssysteme Weidehaltung und reine Schnittnutzung zeigte, dass unter beweideten Systemen neben N-Salden bis  $350 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (AARTS et al., 1999) Nitrat-Sickerwasserverluste auftreten, die gegenüber der Schnittnutzung zu 2- bis 10-fach erhöhten  $\text{NO}_3$ -Austrägen führen (ERNST, 1992; BENKE et al., 1992; WACHENDORF et al., 2004).

Nach Untersuchungsergebnissen von WACHENDORF et al. (2004) wird als Folge der Weidehaltung bereits bei geringer N-Intensität ( $0\text{-}70 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) der EU-Grenzwert von  $50 \text{ mg l}^{-1}$  Nitrat überschritten. Betrachtet man ergänzend die in der Praxis applizierten N-Düngermengen für Weidenutzung von  $180\text{-}220 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (vgl. ANONYM<sub>2</sub>, 2006), so ist dieses Nutzungssystem mit  $\text{NO}_3$ -N-Frachten von bis zu  $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  verbunden. Demgegenüber zeigen reine Schnittsysteme, die durch entsprechend hohe N-Entzüge durch Schnittgutabfuhr charakterisiert sind, über einen weiten Düngungsbereich ( $0\text{-}300 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) ein geringes Belastungspotential (TROTT, 2003). Verschiedene Untersuchungen belegen, dass die Reduktion der N-Düngung eine effektive Maßnahme zur Verringerung hoher N-Verluste und N-Salden von intensiv genutzten Grünlandsystemen darstellt (u.a. WACHENDORF et al., 2004) und insbesondere in beweideten Systemen zur Nachhaltigkeit beiträgt.

Die Darstellung der N-Salden verdeutlicht, dass zur Gewährleistung valider und vergleichbarer Ergebnisse die Festlegung einer vergleichbaren Methodik als Grundvoraussetzung gewährleistet sein muss.

Ferner sind für die Praxis wissenschaftlich erhobene Parameter, wie die sickerwasser-gebunden N-Verluste oder auch Ammoniakemissionen, die in Gesamtbetriebsmodellen, z.B. in Form von 'Stammdaten' (vgl. REPRO (Reproduktion der organischen Substanz) ; ABRAHAM, 2001; HÜLSBERGEN, 2003) hinterlegt sind unerlässlich, um eine lückenlose Dokumentation der betrieblichen Nährstoffflüsse zu garantieren. Die Übertragbarkeit von Ergebnissen aus Parzellenversuchen in die landwirtschaftliche Praxis muss jedoch gesichert sein. Dies setzt in der Folge entsprechende Validationen von Versuchsergebnissen unter variierenden Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen voraus, so dass der Anwendung und Überprüfung erhobener Daten in 'Testbetrieben' (u.a. REPRO; HÜLSBERGEN, 2003) bzw. in Monitoringprojekten (u.a. Compass; KELM et al., 2006) große Bedeutung zukommt.



### 5.3.2 Problematik inverser Beziehungen

#### - Energiebilanz und N-Verluste

Ein weiterer Aspekt, der hinsichtlich der Nachhaltigkeitsbewertung angesprochen werden soll, ist die Frage, inwieweit man den Begriff Nachhaltigkeit definieren kann, wenn einzelne Indikatoren optimiert, gleichzeitig aber andere negativ beeinflusst werden. Ein Beispiel inverser Beziehungen der Indikatoren Energiebilanz und Nitratverluste aus Kapitel 3:

Hinsichtlich einer ökologischen Nachhaltigkeitsbewertung werden mehrere Indikatoren (Energiebilanz, N-Verluste, N-Saldo) zur Bewertung herangezogen, die zumeist nicht gleichzeitig optimiert werden können. Die Beweidung von Grünland ist u.a. hinsichtlich der Energiebilanzierung im Vergleich zu Stallsystemen positiv zu bewerten (KELM et al., 2004). Demgegenüber lassen sich die Risiken der Nitratverluste auf beweideten Flächen nur durch einen erheblichen N-Düngungsverzicht auf akzeptable Werte im Sinne der Nitratrichtlinie minimieren (vgl. BENKE, 1992; WACHENDORF et al., 2004).

Es besteht die Möglichkeit eine eindeutige Fragestellung, die z.B. nur auf die Energiebilanz bezogen ist, zu formulieren mit dem Ergebnis, dass die Weidenutzung die energieeffizienteste Variante darstellt. Eine Alternative stellt das Aufzeigen von Konsequenzen dar mit der Option, eine Annäherung aller erfassten Indikatoren anhand von Toleranzbereichen zur definierten Nachhaltigkeit zu ermöglichen: Das Fazit aus Kapitel 3, dass die Weidehaltung bei Einhaltung eines moderaten N-Düngungsniveaus nach wie vor ein nachhaltiges System darstellt, verweist auf der einen Seite auf die Problematik hoher N-Verluste bei Weidehaltung und formuliert im Gegenzug eine Lösungsmöglichkeit durch eine Reduktion der mineralischen N-Intensität. Untersuchungen zur Umwelteffizienzanalyse (mit den Parametern Energiebilanz und Nitratverluste) von DREESMANN (2006) mit dem Datensatz aus dem 'N-Projekt Karkendamm' bestätigen, dass für alle Nutzungssysteme eine umwelteffiziente Variante praktiziert werden kann. Eine Effizienz von 100 % erreichen in dieser Untersuchung die Weidenutzung bei einer N-Intensität von  $0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  bzw. die Schnittvariante bei  $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (DREESMANN, 2006). In der Konsequenz kann der Begriff 'Nachhaltige Weidenutzung' nur dann definiert werden, wenn bei optimaler Ausnutzung der fossilen Energie die N-Intensität im Vergleich zur Schnittnutzung deutlich reduziert wird.

### 5.3.3 Ökonomische Indikatoren

#### - Cross Compliance

Bislang werden mit Indikatoren landwirtschaftlicher Gesamtbetriebsmodelle überwiegend ökologische Aspekte einer nachhaltigen Wirtschaftsweise definiert. Der Begriff Nachhaltigkeit ist jedoch ebenso auf ökonomische Bereiche zu übertragen, wobei zunehmend umweltpolitische Rahmenbedingungen (Gesetze und Verordnungen) berücksichtigt werden

müssen. Im Folgenden wird dies am Beispiel der Energieerträge, Ertragssicherheit, Leistungsfähigkeit und Persistenz erläutert.

Vor dem Hintergrund von Cross Compliance (VO (EG) Nr. 1782/2003 (ANONYM, 2003)) muss es Ziel einer nachhaltigen Grünlandbewirtschaftung sein, leistungsfähige Bestände zu erhalten und eine Bestandesdegradierung zu verhindern (vgl. Kapitel 2). Die Umsetzung der Verordnung verpflichtet die Mitgliedsstaaten der EU Dauergrünland zu erhalten und dieses auf Länderebene zu kontrollieren. Jedes Bundesland hat der EU-Kommission jährlich auf Grundlage der Anträge für Direktzahlungen den Anteil des Dauergrünlandes an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche mitzuteilen. Als Bezugsbasis dient der so genannte Basiswert. Eingeschlossen in diese Verordnung ist eine 5 % Klausel, die das Land verpflichtet, bei einer Verringerung des Dauergrünlandanteils um > 5 % eine Verordnung zu erlassen, nach der ein Umbruch von Dauergrünland einer vorherigen Genehmigung bedarf.

Die Ertragsleistungen verschiedener Grünlandbewirtschaftungsverfahren wurden in Kapitel 3 beschrieben. Es konnte gezeigt werden, dass im Mittel der Jahre beweidete Systeme und vor allem Mähweiden sowohl für die Brutto- als auch für die Netto-Energieerträge den schnittgenutzten Systemen überlegen sind; ausreichende Pflegemaßnahmen vorausgesetzt. Aus ökonomischer Sicht sind jedoch neben hohen Ertragsleistungen auch sichere Ertragsleistungen und eine hohe Futterqualität (Energiegehalt) zur optimalen Umsetzung in tierische Leistung nötig. Hinsichtlich dieser Ertragssicherheit der geprüften Nutzungssysteme in einem 5-jährigen Vergleich (Tab. 5.1 (TROT, unveröffentlicht)) war die Weide mit den größten Ertragsschwankungen verbunden, was durch hohe Variationskoeffizienten zwischen 19,36-45,78 % dokumentiert wird. Die reine Schnittnutzung erzielte relativ konstante Erträge (TROT, 2003), so dass diese hinsichtlich des Risikos von Ertragsausfällen positiv beurteilt werden kann. Mit steigender N-Intensität werden die Ertragsschwankungen aller Nutzungssysteme zwar geringer, doch bei derzeitig in der Praxis gängigen Intensitäten (vgl. ANONYM<sub>2</sub>, 2006) bleibt das Verhältnis des Ertragsrisikos zwischen den Nutzungssystemen bestehen.

Ökonomisch argumentiert sind mit schnittgenutzten Systemen geringere Risiken für einen eventuell notwendigen Futterzukauf oder erhöhten Kraftfuttermiteinsatz im Vergleich zur Weidenutzung verbunden, wobei allerdings mit einem durchgehend geringeren Ertragspotential kalkuliert werden muss.

Ein Grünlandumbruch wird zumeist dann erforderlich, wenn der Altbestand keine ausreichenden Erträge und Futterqualitäten liefert und Pflegemaßnahmen, wie Nachsaaten, nicht ausreichen, um eine produktive Narbe wiederherzustellen. Neben erheblichen ökologischen Risiken ist ein Umbruch auch ökonomisch differenziert zu betrachten. Es

resultieren sowohl Kosten für eine Grünlanderneuerung als auch Ertragsausfälle, die in einer Kalkulation zu berücksichtigen sind.

Hinsichtlich der Persistenz von intensiv genutzten Grünlandbeständen zeigt sich, dass die Standortverhältnisse und das Nutzungssystem die botanische Zusammensetzung bestimmen. Intensive, geregelte Beweidung durch Rinder fördert mehrjährige Arten, wie z.B. *Lolium perenne* L.. Sowohl die Kleeanteile (LEDGARD et al., 1982; WINKLER & NÖSBERGER, 1985; WOLEDGE et al., 1992; YARROW & PENNING, 1994; TAUBE et al., 1995; SCHILS et al., 1999; INGWERSEN, 2002) als auch die Krautfraktion werden durch Weidenutzung und die Rückführung der Exkreme reduzierte. Das selektive Fressverhalten und der Tritt weidender Tiere können zusätzlich klee- und krautverdrängend wirken (NURJAYA & TOW, 2001; KEMP & KING, 2001). In der Folge erreichen schnittgenutzte Bestände im Vergleich zu beweideten höhere TM-Erträge der Kraut- und Kleeanteile (TROTT et al., 2004). OPITZ VON BOBERFELD (1994) definiert kritische Ertragsanteile fakultativer Unkräuter von 20 %. Aus den Ergebnissen von INGWERSEN (2002) lassen sich für schnittgenutzte Bestände deutliche Überschreitungen dieser Anteile zeigen, so dass hinsichtlich der Persistenz schnittgenutzte Bestände schlechter beurteilt werden müssen als beweidete.

Tab. 5.1 Variation (Variationskoeffizienten, CV in %) der Energieerträge in den Versuchsjahren 1997-2001 (TROTT, unveröffentlicht). Min entspricht dem minimalen und max dem maximalen Energieertrag.

Tab. 5.1 Variation (coefficient of variation, CV (%)) of energy yields in the experimental years 1997-2001 (Trott, unpublished). Min represents the minimum and max the maximum energy yield.

| Nutzungssystem          |           | N-Düngung (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ) |             |             |             |
|-------------------------|-----------|--|-------------|-------------|-------------|
|                         |           | 0  | 100         | 200         | 300         |
| <b>Weide</b>            | CV (%)    | 45.78  | 36.48       | 19.36       | 21.37       |
|                         | (min-max) | 31.37-80.66  | 45.23-96.17 | 49.35-75.97 | 52.90-89.58 |
| <b>Mähweide I</b>       | CV (%)    | 35.48  | 19.77       | 23.78       | 22.52       |
|                         | (min-max) | 40.7-78.06   | 42.66-69.32 | 53.49-89.96 | 57.58-97.26 |
| <b>Mähweide II</b>      | CV (%)    | 30.95  | 32.57       | 20.00       | 18.71       |
|                         | (min-max) | 40.70-78.06  | 36.71-84.32 | 49.96-79.42 | 59.56-90.06 |
| <b>Schnitt</b>          | CV (%)    | 26.38  | 23.80       | 14.98       | 12.01       |
|                         | (min-max) | 33.07-58.62  | 38.92-70.61 | 43.73-66.65 | 56.27-73.66 |
| <b>Simulierte Weide</b> | CV (%)    | 34.91  | 31.64       | 24.58       | 21.82       |
|                         | (min-max) | 41.68-87.75  | 40.64-92.80 | 54.54-93.55 | 56.64-96.55 |

Ziel einer nachhaltigen Bewirtschaftung von Grünland muss es folglich sein, persistente Grünlandssysteme zu erhalten, um sowohl die Kosten für eine Neuansaat zu reduzieren bzw. zu verhindern als auch ökologische Risiken zu vermeiden (CONIJN et al., 2002) und das Einhalten von Verordnungen zu gewährleisten.

#### 5.4 Optimierte Düngungsempfehlungen zur Reduktion der Nitratverluste

Seitens der EU wurden zum Schutz von Gewässern und Trinkwasser die Nitratrichtlinie (ANONYM, 1991) und die Wasserrahmenrichtlinie (ANONYM, 2000) erlassen. Bisher werden zur gewässerschonenden N-Düngung auf Grünland als Instrumente der nationalen Umsetzung sowohl die Düngeverordnung (ANONYM<sub>1</sub>, 2006), das Düngemittelgesetz (ANONYM, 1999) als auch die Richtwerte für die Düngung (ANONYM<sub>2</sub>, 2006) herangezogen. Die Berechnung optimaler N-Intensitäten wird am Grenzertrag abgeleitet.

In Kapitel 4 wurde eine Optimierung der mineralischen N-Applikationsmengen mit dem Indikator endogene N-Verwertung (NyUE) aufgezeigt. Es wurde darauf verwiesen, dass der Indikator NyUE zur Abschätzung der Nitratverluste herangezogen werden kann, was im Folgenden näher erläutert wird.

Abb. 5.1a zeigt die Beziehung zwischen NyUE und der Nitratfracht für die betrachteten Nutzungssysteme; in Tab. 5.2 sind die dazugehörigen Regressionsgleichungen angegeben. Im Gegensatz zu der nicht signifikanten Beziehung zwischen NyUE und der Nitratfracht in schnittgenutzten Systemen konnte für beweidete Systeme und Mähweiden ein statistisch gesicherter Zusammenhang nachgewiesen werden. In beweideten Systemen ist eine Abnahme der NyUE mit exponentiell ansteigenden Nitrat-N-Frachten verbunden, d.h. je höher die Rohprotein (RP)- Gehalte des Grünlandaufwuchses, desto höher die Nitratfrachten im Sickerwasser.

In dieser Studie erfolgte die Festlegung des Toleranzbereiches für NyUE in Anlehnung an die Ansprüche der Tierernährung auf der einen Seite (mindestens 14 % RP-Gehalt; NyUE= 45 kg TM kg<sup>-1</sup> N) und an die Minimierung der tierischen N-Emissionen auf der anderen Seite (maximal 18 % RP-Gehalt in der Ration; NyUE= 35 kg TM kg<sup>-1</sup> N). In dem festgelegten Optimalbereich sind die N-Frachten in beweideten Systemen deutlich reduziert und überschreiten die kritische N-Fracht von 23 kg NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> in der Untersuchungsperiode 1997-2001 nicht (vgl. WHO-Richtlinie (ANONYM, 1971)). Es kann somit festgehalten werden, dass die Reduktion der N-Düngung in beweideten Systemen zur Minderung der Nitratverluste beiträgt.

Auch für andere Futterpflanzen, z.B. Silomais, werden N-Gehalte als Indikator gewertet. So ist in Abb. 5.1b die enge Beziehung zwischen dem RP-Gehalt der Silomaispflanzen und der Nitratfracht für Silomais mit und ohne Untersaat dargestellt. Ferner belegen Ergebnisse von HERRMANN & TAUBE (2005), dass für Silomais kritische N-Gehalte als Indikatoren zur Steigerung der N-Effizienz herangezogen werden können.

Da die Optimalbereiche für NyUE durch eine an das Nutzungssystem adaptierte N-Düngung eingehalten werden können, ist das Fazit der Untersuchungsergebnisse aus Kapitel 4, dass neben rein ökonomisch orientierten Indikatoren (Grenzertrag) neue spezifische Indikatoren,

die eine Vernetzung der Bereiche Boden- Tier- Pflanze erlauben (NyUE), als Werkzeug zum verbesserten Umgang mit Nährstoffen geeignet sind.

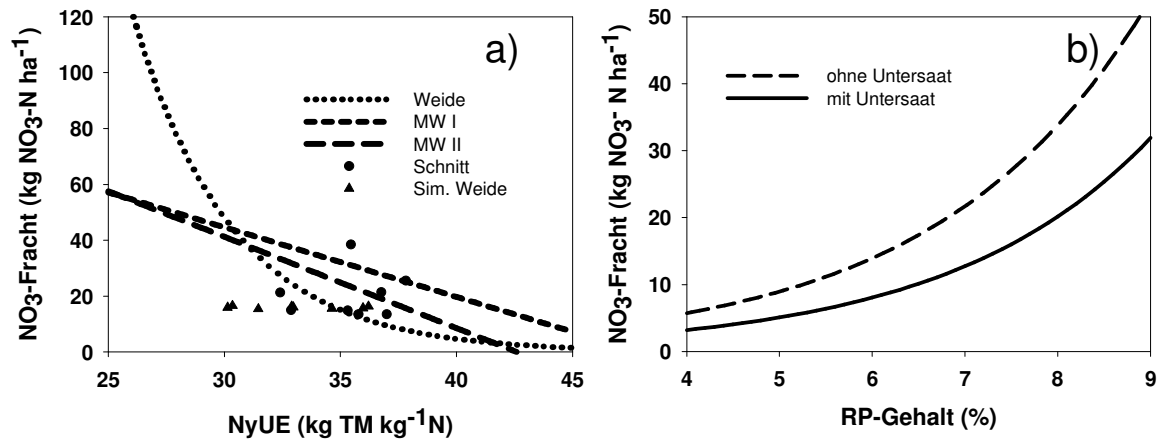


Abb. 5.1 a) Beziehung zwischen der endogenen N-Verwertung (NyUE) und den resultierenden Nitrat-N-Frachten im Sickerwasser unter den Nutzungssystemen Weide, Mähweide I (MW I), Mähweide II (MW II), Schnittnutzung und Simulierte Weide (Sim. Weide). Im Mittel der Versuchsjahre 1997-2001.

b) Beziehung zwischen dem Rohprotein (RP)-Gehalt und den resultierenden Nitrat-N-Frachten im Sickerwasser unter Silomais (Sorte Naxos) ohne ( $y = 0,9755 \cdot e^{0,4432x}$ ;  $r^2 = 0,55^{***}$ ) und mit ( $y = 0,5129 \cdot e^{0,4589x}$ ;  $r^2 = 0,90^{***}$ ) Untersaat. Im Mittel der Versuchsjahre 1999 und 2000 (nach TAUBE & WACHENDORF, unveröffentlicht).

Fig. 5.1 a) Relationship between NyUE and  $\text{NO}_3\text{-N-leaching load}$  under the defoliation systems grazing (Weide), mixed system I and II (MW I und II), cutting (Schnitt) and simulated grazing (Sim. Weide). Mean of 1997-2001.

b) Relationship between crude protein content (RP-Gehalt) and  $\text{NO}_3\text{-N-leaching load}$  under silage maize (variety Naxos) without ( $y = 0,9755 \cdot e^{0,4432x}$ ;  $r^2 = 0,55^{***}$ ) and with ( $y = 0,5129 \cdot e^{0,4589x}$ ;  $r^2 = 0,90^{***}$ ) understorey. Mean of 1999 and 2000 (according to TAUBE & WACHENDORF, unpublished).

Tab. 5.2 Regressionsgleichungen ( $\ln(y)=a+bx$ ), Bestimmtheitsmaß ( $r^2$ ) und Standardfehler (S.E.) für die Beziehung zwischen NyUE und Nitratfracht im Sickerwasser für die Nutzungssysteme Weide, Schnittnutzung, Mähweide I (MW I), Mähweide II (MW II) und Simulierte Weide (Sim. Weide). Im Mittel der Versuchsjahre 1997-2001.

Tab. 5.2 Regression equations ( $\ln(y)=a+bx$ ), coefficient of determination ( $r^2$ ) and standard error (S.E.) for the relationship between NyUE and  $\text{NO}_3\text{-N}$ -leaching load for the defoliation systems grazing (Weide), mixed system I and II (MW I and II), cutting (Schnitt) and simulated grazing (Sim. Weide). Mean of the experimental years 1997-2001.

| Nutzungssystem | a      | b     | $r^2$ | S.E.  |
|----------------|--------|-------|-------|-------|
| Weide***       | 513.60 | 90.27 | 0.80  | 17.63 |
| Schnitt ns     | -      | -     | -     | -     |
| MW I**         | 119.52 | -2.50 | 0.74  | 3.20  |
| MW II**        | 139.30 | -3.27 | 0.74  | 5.48  |
| Sim. Weide ns  | -      | -     | -     | -     |

### 5.5 Modelle zur Bewertung einer nachhaltigen Landwirtschaft

International wird zunehmend an der Konzeption von Modellen zur Nachhaltigkeitsbewertung der Landwirtschaft gearbeitet. Auf der Grundlage von Indikatoren sollen komplexe Aussagen zu Umweltwirkungen von Landwirtschaftsbetrieben getroffen werden (u.a. VAN DER WERF, 1996; BOCKSTALLER et al., 1997; LEWIS & BARDON, 1998; HÜLSBERGEN, 2003).

Die Forderungen der Agenda 21 lösen in gewisser Weise die 'Grüne Revolution' ab, indem neben der reinen Ertragssteigerung auch vermehrt Umweltaspekte und soziale Auswirkungen der Produktionssysteme berücksichtigt werden (HÜLSBERGEN, 2003). Bisher ausgewählte und in Betriebsmodellen verankerte Indikatoren variieren hinsichtlich der zugrunde liegenden Analyse- und Bewertungsmethode, der Grenzwertsetzung und der Aggregation der Einzelindikatoren (vgl. Kapitel 1).

Die Eignung von Kriterien- bzw. Indikatorensystemen zur Ökologiebewertung in der landwirtschaftlichen Praxis setzt nach HEGE & BRENNER (2004) voraus, dass:

- alle wesentlichen Gefährdungspotentiale erfasst und als quantifizierbare Größe dargestellt werden,
- das Verfahren unter allen betriebsstrukturellen und standörtlichen Gegebenheiten einsetzbar ist,
- die benötigten Daten mit geringem Aufwand verlässlich zu erheben und belegbar sind,
- die Datenauswertung reproduzierbar und mit zumutbarem Aufwand erledigt werden kann,
- die Berechnungsmethoden dem Erkenntnisstand entsprechen und die Belastungssituation real widerspiegeln,

- zu hohe Belastungen eindeutig angesprochen und die betriebswirtschaftsbedingten Ursachen benannt werden sowie ein Bewertungssystem festgelegt wird,
- zielgerichtet Maßnahmen abzuleiten sind, die eine Minderung der Belastungssituation bewirken.

Im Folgenden werden die Modelle KUL, REPRO und IFSM hinsichtlich ihrer Eignung diskutiert.

### **5.5.1 Vergleich der Modelle REPRO (Reproduktion der organischen Substanz) und KUL (Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung)**

Derzeit sind in Deutschland die Bewertungsmodelle 'Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung' (KUL) und 'Reproduktion der organischen Substanz' (REPRO) zur Quantifizierung produktionsbedingter Umweltwirkungen etabliert. Im KUL-Konzept (ECKERT & BREITSCHUH, 1994) werden derzeit 5 Kategorien mit 30 Einzelkriterien abgebildet, für die jeweils ökologische Optima und kritische Belastungsgrenzen standortspezifisch definiert sind. Die Kategorien umfassen den Nährstoffhaushalt, den Bodenschutz, den Pflanzenschutz, die Landschafts- und Artenvielfalt und die Energiebilanz. Detaillierte Beschreibungen finden sich in ECKERT et al. (1999). Der anwendungsorientierte KUL-Ansatz wurde inzwischen in Zusammenarbeit mit dem Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) in das Umweltsicherungssystem Landwirtschaft (USL) verwandelt (VDLUFA, 2001) und dient als Verfahren der Umweltverträglichkeitsprüfung. Die zu erfassenden Kriterien wurden auf 17 reduziert, um Aussagen hinsichtlich der Parameter N-Flächensaldo (Berechnung über die Hoftorbilanz abzüglich der tierhaltungsbedingten Ammoniak-Emissionen), P-Saldo, NH<sub>3</sub>-Emissionen, Pflanzenschutzintensität, Kulturpflanzendiversität und Erosionsdisposition zu ermöglichen (BREITSCHUH et al., 2004).

Das Modell REPRO (HÜLSBERGEN, 2003) beruht auf langjährigen Felduntersuchungen und Validationen auf Praxisbetrieben. Ziel der Modellentwicklung war es, die Schwachstellen anderer Betriebsmodelle, u.a. KUL (z.B. fehlender Systemansatz, keine problemadäquate Bezugsebene, keine prozessorientierte Modellierung, subjektive Indikatorenauswahl, starre Bewertungsalgorithmen, unzureichende Modellvalidierung), zu überwinden.

REPRO, das als Agrarsoftware der Praxis zur Verfügung steht, wurde bisher auf ca. 300 Betrieben angewendet. REPRO ist hierarchisch aufgebaut und erfasst ca. 200 Indikatoren. Niedere Systemebenen - Teilschläge, Pflanzenbestände, Produkte - werden als Elemente höherer Systemebenen - Fruchtfolgen, Betrieb - aufgefasst. Interaktionen zwischen Betriebsteilen werden als Stoff- und Energieflüsse dargestellt; Wechselbeziehungen mit der Umwelt beruhen u.a. auf den In- und Outputs (Emissionen).

In beiden Modellen wird derzeit überwiegend auf den abiotischen Ressourcenschutz fokussiert. Der Hauptunterschied der Modelle besteht in der Zielsetzung: Um ein geeignetes Praxiskontrollinstrument zur Abschätzung der ökologischen Risiken der Landbewirtschaftung zu etablieren, ist das auf nur wenige Kriterien beschränkte Modell USL sowohl von Beratungsstellen (VDLUFA) als auch in der Wissenschaft (vgl. BREITSCHUH et al., 2004) akzeptiert. Das System wird derzeit kontrovers diskutiert; so verweisen u.a. ISERMANN & ISERMANN (1997), GEIER & KÖPKE (2000) und HÜLSBERGEN (2003) auf die nach Meinung der Autoren schlechte Wahl der Systemebene 'Betrieb'. Ferner wird der fehlende Systemansatz kritisiert, da Wechselwirkungen zwischen Betriebszweigen unberücksichtigt bleiben. HÜLSBERGEN (2003) verweist auf eine unzureichende Transparenz der zugrunde liegenden Bewertungsmethoden. Ergebnisse von BREITSCHUH et al. (2004) zeigen demgegenüber, dass vor dem Hintergrund der Notwendigkeit zur Modellentwicklung die wesentlichen Umweltbelastungen der Landwirtschaft anhand von Praxisanwendungen mit USL erfasst und bewertet werden können.

Die Anwendung von REPRO ermöglicht eine genaue räumliche und zeitliche Differenzierung und eine gesamtbetriebliche Betrachtung und Auswertung. Alle Indikatoren und bestehende Beziehungen untereinander werden in eine Bewertung integriert, so dass der Systemansatz von REPRO eine prozessorientierte Analyse der Stoff- und Energieflüsse des gesamten Betriebes gewährleistet.

Der erreichte Entwicklungsstand beider Modelle erfordert noch immer eine Weiterentwicklung und Anpassung an spezifische Einsatzgebiete. Deutschlandweit bilden sich zunehmend Arbeitsgruppen, die sowohl die Wissenschaft als auch die Beratung und Praxis zusammenbringen, um die Weiterentwicklung bestehender Gesamtbetriebsmodelle voranzutreiben und an die jeweilige Zielsetzung anzupassen. So werden vermehrt auch Forderungen an die Implementierung ökonomischer und sozialer Aspekte gestellt. Methodische Ansätze, die ursprünglich alleinig für die Bewertung von Umweltwirkungen konzipiert wurden, sollen auf die Betrachtung ökonomischer sowie sozialer Kriterien erweitert werden bzw. die gesamte Wertschöpfungskette im Hinblick auf die Wahrung der Lebensmittelsicherheit (HÖVELMANN, 2004) und Tiergerechtigkeit abbilden (WABMUTH, 2004). Hierzu existieren bereits Indikatoransätze; die Integration in Indikatorenmodelle sowie die Festlegung regional angepasster Zielwerte steht jedoch noch aus (HEIßENHUBER, 2000; MÜLLER & KÄCHELE, 2000).



### 5.5.2 Vergleich der Modelle REPRO (Reproduktion der organischen Substanz) und IFSM (Integrated Farm System Model) hinsichtlich der Datenerfassung für Grünland

Derzeit lässt REPRO hinsichtlich der Bewertung des Pflanzenbaus sehr differenzierte Aussagen über die Umweltwirkungen der Produktion auf unterschiedlichen Untersuchungsebenen (Teilschlag, Schlag, Fruchtart, Betrieb) zu. Demgegenüber ist der Entwicklungsstand im Hinblick auf eine detaillierte Beschreibung der Tierhaltung bislang unzureichend. Insbesondere die sachliche, räumliche und zeitliche Auflösung reicht derzeit nicht aus, um die Stoff- und Energieflüsse, die Produktionsverfahren sowie resultierende Umweltwirkungen und Verlustpotentiale einer intensiven Grünlandnutzung für die Milchproduktion hinreichend genau abzubilden. Bislang werden Tierbestände entsprechend ihrer Leistung (Milchleistung, Tageszunahmen) charakterisiert und in Gruppen zusammengefasst; die Abbildung der Fütterung erfolgt indes auf der Tierarten-Ebene (Rinder, Schweine, usw.). Unterschieden wird weiterhin lediglich in Weide- bzw. Stallfütterung ohne aber die Tiergruppen den einzelnen Flächen zuzuordnen. Eine exakte Datenerfassung in REPRO für Grünlandflächen und deren Bewirtschaftung ist daher zwingend notwendig.

Im Vergleich zu REPRO kann das Modell DAFOSYM (**DA**iry **FO**rage **SY**stem **M**odel; ROTZ et al., 2005) hinsichtlich der detaillierten Datenerfassung im Bereich Grünland als Vorreiter angesprochen werden. Das Modell unterliegt einer ständigen Weiterentwicklung und enthält u.a. neben einem Maiszuwachsmode (Crop-Environment Resource Synthesis; CERES) ein Grünlandwachstumsmodell. In der heutigen Fassung ist es als Integrated Farm System Model (IFSM) benannt und wird zur Modellierung der Produktionsrichtungen Ackerbau, Milchvieh-Futterbau und Fleischrinderproduktion angewandt (ROTZ & COINER, 2004). Durch das umfassende Konzept können langjährige Simulationen durchgeführt werden, um zum einen die Bewertung von Produktionsverfahren und zum anderen einen Vergleich dieser zu ermöglichen, wobei als Systemgrenze der Betrieb gilt. Es werden dabei sowohl ökologische als auch ökonomische Kriterien berücksichtigt, jedoch muss eine Gesamtbewertung vom Anwender selbst erstellt werden, da keine Auswertungstechniken (Netzdiagramme, Bewertungsfunktionen) zur Verfügung stehen. In DAFOSYM /IFSM wird eine aussagekräftige Abbildung von Grünland- und Futterpflanzenbeständen durch eine detaillierte Charakterisierung der Bestände durchgeführt, um im Anschluss eine Spezifizierung aller Einzelernten und –schnitte ausgeben zu können (ROTZ & COINER, 2004). Erst eine Verbindung von Tier-Gruppen und beweideten Schlägen erlaubt eine exakte Zuordnung von Exkrementen, Futteraufnahme auf der Weide, tierischen Leistungen und N-Abfuhr von Weideflächen. Die Datenerfassung ist im Hinblick auf die Bewertung der Tierhaltung und der einzelnen Arbeitsschritte, die z.B. für eine Grünlandernte und Silierverfahren notwendig sind,

deutlich differenzierter als REPRO (Stand: Februar 07). Die Eignung und Übertragbarkeit des Modellansatzes wurde bereits auf verschiedenen Regionen (USA, Niederlande (ROTZ et al., 2003), Deutschland (ROTZ et al., 2005)) angepasst.

### 5.5.3 Eigene Ergebnisse zur Erweiterung von REPRO

Die Ausführungen der vorigen Kapitel dokumentieren, dass schlüssige Nachhaltigkeitsindikatoren für den Bereich Grünland/ Futterbau für eine Weiterentwicklung des Betriebs- und Bilanzierungsmodells REPRO formuliert werden müssen. Im Folgenden wird ausgeführt, welche Aspekte nach den Ergebnissen dieser Arbeit besonders entscheidend sind:

Die Arbeit hat belegt, dass bereits beschriebene Indikatoren, die zur Nachhaltigkeitsbewertung für einjährige Ackerkulturen dienen, nicht generell auf eine intensive Grünlandnutzung übertragen werden können. Dauergrünland erfüllt längerfristige Funktionen, die sich positiv auf den Boden- und Wasserschutz, Biotopschutz und als CO<sub>2</sub>-Senke auswirken. Diese Multifunktionalität muss in einer gesamtbetrieblichen Bewertung ausreichend Berücksichtigung finden, so dass eine klare Ausrichtung der Indikatoren entweder im Hinblick auf die Produktionsfunktion oder die Naturschutzfunktion gewährleistet sein muss. Die alleinige Unterteilung für Grünland anhand der Bewirtschaftungsformen intensiv und extensiv, die REPRO derzeit ermöglicht, reicht nicht zur Bewertung aus, weil Grünland nicht als homogene Ausgangsgröße eingestuft werden kann.

Durch die Erfassung der botanischen Zusammensetzung und dem generellen Zustand der Narbe gewährleistet der Indikatoransatz (Kapitel 2) für REPRO eine genaue, anhand der Produktionsfunktion ausgerichtete Definition und Beschreibung der Bestände auf Schlagebene. Dies ist zwingend notwendig, um die Erträge, die Leistungsfähigkeit, die N-Abfuhr und potenzielle N-Verluste etc. belastbar abschätzen zu können (vgl. Kapitel 2 und 3).

Die Ergebnisse der Kapitel 2, 3 und 4 verdeutlichen ferner den großen Einfluss der Bewirtschaftungsstrategie sowohl auf die Beanspruchung natürlicher Ressourcen und auf die Futterqualitäts- und Ertragsleistung des Grünlandbestandes. Dieser Einfluss kann erst dann mit REPRO deutlich herausgearbeitet und quantifiziert werden, wenn zum einen auf Schlagebene, z.B. N-Bilanzen, Grundfuttermenge und -qualität, Persistenz, Milchleistungen aus dem Grundfutter bzw. aus dem Weidegang, etc. angemessen wiedergegeben werden. Zum anderen spielt auch die zeitliche Komponente (operationale Ebene; vgl. Kapitel 4) eine entscheidende Rolle für die Ertragsbildung, die N-Verwertung und die Gehalte an Inhaltsstoffen, was eine exakte Datenerhebung erfordert. Insbesondere in beweideten Systemen erlaubt erst die Verbindung von Tier-Gruppen und Schlägen eine exakte

Zuordnung von Exkrementen und den daraus resultierenden Verlusten, sowie eine genaue Abschätzung der Futteraufnahme auf der Weide, der tierischen Leistungen und der N-Abfuhr von Weideflächen (vgl. Kapitel 3).

In dieser Arbeit wurde gezeigt, dass zur Nachhaltigkeitsbewertung der Grünlandnutzung eine Verknüpfung der Subsysteme des landwirtschaftlichen Betriebes (Boden/ Pflanze/ Tier) erfolgen muss, die im Modell REPRO derzeit unzureichend abgebildet wird. In Kapitel 2 und 4 sind Indikatoren vorgestellt worden, die über die pflanzenbauliche Ebene hinaus Aussagen auf der Skalenebene des Betriebes (z.B. Leguminosenanteile und Energieeffizienz; NyUE und N-Effizienz) indirekt zulassen. So stellen z.B. Milchwahnstoffgehalte aus Sicht der Tierernährung u.a. einen Indikator zur Bewertung des N-Versorgungsstatus dar; überhöhte Milchwahnstoffwerte, die mit einer unnötig hohen N-Ausscheidung aufgrund einer Überversorgung mit RP verbunden sind, können durch definierte Zielwerte für NyUE auf einem ökologisch akzeptablen Niveau bei hoher tierischer Leistung gehalten werden. Die N- bzw. RP-Gehalte und NyUE werden wiederum durch die N-Düngung auf Grünland maßgeblich beeinflusst. Für eine Steigerung der N-Effizienz bietet der Schlüsselindikator NyUE bei einer Implementierung in REPRO somit eine Option, für die Ebenen Tier und Pflanze optimale Grenzwerte 'gemeinsam' abzuleiten und damit den Zusammenhang zwischen der Produktivität und der Nährstoffeffizienz herzustellen.

## 5.6 Weiterer Forschungsbedarf

Die vorliegende Arbeit hat dazu beigetragen, erstmalig Nachhaltigkeitsindikatoren für den Komplex intensives Grünland zusammenzustellen und diese auch mit wissenschaftlicher Belastbarkeit für unterschiedliche Nutzungssysteme und Bewirtschaftungsverfahren zu quantifizieren. Es mangelt derzeit noch an der Implementierung der Ergebnisse in bestehende Betriebsmodelle, um der Praxis ein aggregiertes Indikatorset zur Verfügung zu stellen. Die Umsetzung sollte in enger Zusammenarbeit mit weiteren Fachgebieten (extensives Grünland ausgerichtet anhand der Naturschutzfunktion; Tierhaltung und -ernährung) durchgeführt werden, um die Vernetzungen unterschiedlicher Systemebenen genauestens abbilden zu können.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass ein ganzheitlicher Ansatz notwendig ist, um eine umfassende Bewertung für intensiv genutztes Grünland als Futterbasis für die Milchproduktion zu gewährleisten. Es bestehen insbesondere über die Fütterung enge Beziehungen zu dem Fachgebiet der Tierernährung. Es muss weiteres Ziel sein, auch für diesen Bereich eine indikatorgestützte Bewertung voranzutreiben, die in enger Beziehung zu den in dieser Arbeit aufgezeigten Aspekten des Nährstoffkreislaufes abgeleitet werden sollte. Für eine exakte Darstellung des Nährstoffkreislaufes sind ferner formulierte Ansätze, die

insbesondere von der im Kooperationsprojekt (‘Indikatoren für eine nachhaltige Landnutzung’) beteiligten Arbeitsgruppe in Potsdam (Energieeffizienz in der Tierhaltung) entwickelt werden, mit den Ergebnissen dieser Arbeit zu verknüpfen, da das Haltungssystem maßgeblich die N-Verluste aus der Tierhaltung beeinflusst. Die Aspekte intensives Grünland, Tierhaltung und Tierernährung sollten außerdem in ihrer Gesamtheit dahingehend weiterentwickelt werden, dass auch die Tiergesundheit (zum einen durch die Haltung (z.B. Raumstruktur, Flächenangebot), zum anderen durch die Fütterung (z.B. über Methoden wie der Body Condition Score)) in eine Bewertung integriert werden kann.

Eine interdisziplinäre Zusammenarbeit zwischen Wissenschaft (insbesondere verschiedener Fachgebiete), Administration und Praxis muss weiterhin vertieft werden, um sowohl ökologische, ökonomische als auch soziale und ethische Aspekte der Nachhaltigkeit in einen Gesamtkontext zu stellen.

## 5.7 Literatur

- AARTS, H.F.M., BIEWINGA, E.E. & H. VAN KEULEN, 1992: Dairy farming systems based on efficient nutrient management. *Netherlands Journal of Agricultural Science* **40**, 285-299.
- AARTS, H.F.M., HABEKOTTÉ, B. & H. VAN KEULEN, 1999: Limits to intensity of milk production in sandy areas in The Netherlands. *Netherlands Journal of Agricultural Science* **47**, 263-277.
- AARTS, H.F.M., HABEKOTTÉ, B. & H. VAN KEULEN, 2000: Nitrogen (N) management in the 'De Marke' dairy farming system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **56**, 231-240.
- ABRAHAM, J., 2001: Auswirkungen von Standortvariabilitäten auf den Stickstoffhaushalt ackerbaulich genutzter Böden unter Berücksichtigung der Betriebsstruktur, der standortspezifischen Bewirtschaftung und der Witterungsbedingungen. Dissertation. Landwirtschaftliche Fakultät, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- ALLEN, P., VAN DUSEN, D., LUNDY, J. & S. GLIESSMAN, 1991: Expanding the definition of sustainable agriculture. *Journal of Alternative Agriculture* **6**, 34-39.
- ANONYM, 1971: World Health Organization (WHO) (eds.) International Standards for drinking water, 3. ed. Geneva.
- ANONYM, 1991: Nitratrichtlinie: Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft Nr. L 375.
- ANONYM, 2000: Wasserrahmenrichtlinie: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft Nr. L 327.
- ANONYM, 2002: Umweltbundesamt (Hrsg.) BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahre 2010. Forschungsbericht 299 42 245/02. *UBA-Texte* **05/02**.
- ANONYM, 2003: Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 des Rates vom 29. September 2003 mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe (Amtsblatt Nr. L 270 vom 21.10.2003, S. 1 – 69).
- ANONYM, 2004: Verordnung (EG) Nr. 796/2004 der Kommission vom 21. April 2004 mit Durchführungsbestimmungen zur Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen, zur Modulation und zum Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem nach der Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 des Rates mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten

- Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe (Amtsblatt Nr. L 141 vom 30.4.2004, 18 – 58).
- ANONYM, 2005: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) (Hrsg.) Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2005. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup.
- ANONYM<sub>1</sub>, 2006: Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung). Bundesgesetzblatt Jahrgang 2006, Teil I Nr. 2, ausgegeben am 13.01.2006.
- ANONYM<sub>2</sub>, 2006: Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (Hrsg.) Richtwerte für die Düngung, 19.Aufl. 78 S.
- BACH, M. & H.G. FREDE, 2005: Methodische Aspekte und Aussagemöglichkeiten von Stickstoffbilanzen. Institut für Landwirtschaft und Umwelt (Hrsg.) Heft 9/2005. 55 S.
- BENKE, M., 1992: Untersuchungen zur Nitratauswaschung unter Grünland mittels der Saugkerzenmethode in Abhängigkeit von der Nutzungsart (Schnitt/Weide), der Nutzungshäufigkeit, der Bestandeszusammensetzung und der Stickstoffdüngung. Dissertation. Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- BOCKSTALLER, C., GIRARDIN, P. & H.M.G. VAN DER WERF, 1997: Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. *European Journal of Agronomy* 7, 261-270.
- BREITSCHUH, G., ECKERT, H., FEIGE, H., GERNAND, U. & D. SAUERBECK, 2004: Entwicklung eines Umweltcontrolling-/Umweltoptimierungssystems in der Landwirtschaft. Forschungsbericht 201 94 108. *UBA Texte* 17/04.
- CHRISTEN, O., 1999: Nachhaltige Landwirtschaft – Von der Ideengeschichte zur praktischen Umsetzung. Institut für Landwirtschaft und Umwelt (Hrsg.) Heft 1/1999. Bonn.
- CHRISTEN, O. & Z. O'HALLORAN-WIETHOLZ, 2002: Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft. Institut für Landwirtschaft und Umwelt (Hrsg.) Heft 3/2002. Bonn.
- CONIJN, J.G., VELTHOF, G.L. & F. TAUBE, 2002: General introduction In: CONIJN, J.G., VELTHOF, G.L. & F. TAUBE (eds.) Grassland resowing and grass-arable crop rotations. *International workshop on agricultural and environmental issues*, Wageningen, The Netherlands, 18-19 April, 2002. Plant Research International B. V., Wageningen, Report 47.
- DREESMANN, A., 2006: Messung von Produktivität und Effizienz landwirtschaftlicher Betriebe unter Einbeziehung von Umweltwirkungen. Dissertation. Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.

- ECKERT, H. & G. BREITSCHUH, 1994: Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft (KUL)- Eine Methode zur Analyse und Bewertung der ökologischen Situation von Landwirtschaftsbetrieben, *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde* **38**, 149-163.
- ECKERT, H., BREITSCHUH, G. & D. SAUERBECK, 1999: Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung (KUL)- ein Verfahren zur ökologischen Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben. *Agribiological Research* **52**, 57-84.
- ERNST, P., 1992: Einfluss der Stickstoffdüngung, Nutzungsart und Umbruch auf Futterproduktion und Nitratbelastung in der Grünlandwirtschaft. *Tagungsband der 35. Jahrestagung der AG Grünland und Futterbau in der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften in Bad Hersfeld*, 122-133.
- FRATER, B., BOUMANS, L.J.M., VAN DRECHT, G., DE HAAN, T. & D.W. DE HOOP, 1998: Nitrate monitoring in groundwater in the sandy regions of The Netherlands. *Environmental Pollution* **102**, 479-485.
- GEIER, U. & U. KÖPKE, 2000: Analyse und Optimierung des betrieblichen Umweltbewertungsverfahrens "Kriterien umweltverträglicher Landnutzung" (KUL), *Berichte über Landwirtschaft* **78**, 70-91.
- GUTSER, R., 2006: Bilanzierung von Stickstoffflüssen im landwirtschaftlichen Betrieb zur Bewertung der Optimierung der Düngungsstrategien. *Acta agriculturae Slovenica* **87**, 129-141.
- HALBERG, N., VERSCHUUR, G. & G. GOODLASS, 2005: Farm level environmental indicators; are they useful? An overview of green accounting systems for European farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **105**, 195-212.
- HEGE, U. & M. BRENNER, 2004: Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung (KUL). Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.) Heft **9/2004**.
- HEIßENHUBER, A., 2000: Nachhaltige Landwirtschaft- Anforderungen und Kriterien aus wirtschaftlicher Sicht. *VDLUFA- Schriftenreihe* **55**, 72-82.
- HERRMANN, A. & F. TAUBE, 2005: Nitrogen concentration at maturity- an indicator of nitrogen status in forage maize. *Agronomy Journal* **97**, 201-210.
- HÖVELMANN, L., 2004: Protokoll des Abschlussworkshops zum UBA-Vorhaben 201 94 108 "Entwicklung eines Umweltcontrolling-/Umweltoptimierungssystems in der Landwirtschaft" am 09.04.2003 in Jena. In: BREITSCHUH, G., ECKERT, H., FEIGE, H., GERNAND, U. & D. SAUERBECK, 2004: Entwicklung eines Umweltcontrolling-/Umweltoptimierungssystems in der Landwirtschaft. Forschungsbericht 201 94 108. *UBA Texte* **17/04**.

- HÜGING, H., 1997: Auswirkungen unterschiedlicher Weideverfahren im Bergischen Land auf den Nitrataustrag, die Futterproduktion und die Weideleistung. Dissertation. Landwirtschaftliche Fakultät der Rheinischen-Friedrich-Wilhelms Universität Bonn.
- HÜLSBERGEN, K.-J., 2003: Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Habilitationsschrift. Universität Halle-Wittenberg. Shaker Verlag, Aachen.
- INGWERSEN, B., 2002: Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Leistungsfähigkeit von leguminosenbasiertem Dauergrünland unter besonderer Berücksichtigung der Nährstoffbilanzierung. Dissertation. Universität Kiel. *Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*, **21**.
- ISERMANN, K. & R. ISERMANN, 1997: Tolerierbare Nährstoffsalden der Landwirtschaft ausgerichtet an den kritischen Eintragsraten und -konzentrationen der naturnahen Ökosysteme. In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hrsg.) Umweltverträgliche Pflanzenproduktion-Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Zeller Verlag Osnabrück, 127-158.
- KELM, M., 2003: Strategies for sustainable agriculture with particular regard to productivity and fossil energy use in forage production and organic arable farming. Dissertation. Universität Kiel. *Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*, **34**.
- KELM, M., WACHENDORF, M., TROTT, H., VOLKERS, K. & F. TAUBE, 2004: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils – Results from an integrated research project. III. Energy efficiency in forage production from grassland and maize for silage. *Grass and Forage Science*, **59**, 69-79.
- KELM, M., HÜWING, H., VEREET, J.A. & F. TAUBE, 2006: COMPASS- Vergleichende Analyse der pflanzlichen Produktion auf ökologischen und konventionellen Praxisflächen in Schleswig-Holstein. 160 S. Endbericht.
- KEMP, D.R. & W. MC G. KING, 2001: Plant competition in pasture- implications for management. In: TOW, P.G. & A. LAZENBY (eds.) Competition and Succession in Pastures. 85-102, CABI Publishing, Wallingford, UK.
- KÜSTERMANN, B., 2006: Weiterentwicklung von Indikatorenmodellen zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebssysteme. Zwischenbericht für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt.
- LEDGARD, S.F., DEENEN, P.J.A.G. & H. VAN DER KEULEN, 1982: Herbage and animal responses to fertilizer nitrogen in perennial ryegrass swards. II. Rotational grazing and cutting. *Netherlands Journal of Agricultural Science* **47**, 243-262.
- LEWIS, K.A. & K.S. BARDON, 1998: A computer-based informal environmental system for agriculture. *Environmental Modelling & Software* **13**, 123-137.



- MÜLLER, K. & H. KÄCHELE, 2000: Nachhaltige Landbewirtschaftung- Anforderungen und Kriterien aus sozialer Sicht. *VDLUFA Schriftenreihe* **55**, 45-71.
- NURJAYA, I.G.M.O. & P.G. TOW, 2001: Genotype and environmental adaption as regulators of competitiveness. In: TOW, P.G. & A. LAZENBY (eds.) *Competition and successsion in pastures*. 43-62, CABI Publishing, Wallingford, UK.
- OPITZ VON BOBERFELD, W., 1994: Grünlandlehre- biologische und ökologische Grundlagen. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- ROTZ, C.A., OENEMA, J. & H. VAN KEULEN, 2003: Whole-farm management to reduce nitrogen losses from dairy farms, ASAE Meeting Paper No. 032154. St. Joseph, Mich. ASAE.
- ROTZ, C.A. & C.U. COINER, 2004: The Integrated Farm System Model- Reference Manual. Pasture Systems and Watershed Management Research Unit, United States Department of Agriculture.
- ROTZ, C.A., TAUBE, F., RUSSELLE, M.P., OENEMA, J., SANDERSON, M.A. & M. WACHENDORF, 2005: Whole-farm perspectives of nutrient flows in grassland agriculture. *Crop Science* **45**, 2139-2159.
- SCHILS, R.L.M., VELLINGA, T. & T. KRAAK, 1999: Dry-matter yield and herbage quality of a perennial ryegrass/white clover sward in a rotational grazing and cutting system. *Grass and Forage Science* **54**, 19-29.
- SCHOLEFIELD, D., TYSON, K.C., GARWOOD, A.C., ARMSTRONG, A.C., HAWKINS, S.J. & A. STONE, 1993: Nitrate leaching from grazed grassland swards: effects of fertilizer input, field drainage, age of sward and patterns of weather. *Journal of Soil Science* **44**, 601-613.
- TAUBE, F., WACHENDORF, M. & A. KORNHER, 1995: Leistungsfähigkeit weißkleebasierter Produktionssysteme auf dem Dauergrünland Norddeutschlands. *Das Wirtschafts-eigene Futter* **41**, 28-42.
- THEIß, H., 1989: Zur Dynamik der Nitrat- und Wasservorräte verschiedener Bodenschichten in Abhängigkeit von Hauptbestandsbildner, Narbendichte und N-Düngung. Dissertation. Justus-Liebig-Universität Giessen.
- TROTT, H., 2003: Mittelfristige Auswirkungen einer variierten Bewirtschaftungsform und N- Intensität auf Leistungsparameter und die Stickstoffbilanz von Dauergrünland. Dissertation. Universität Kiel. *Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*, **28**.
- TROTT, H., WACHENDORF, M., INGWERSEN, B. & F. TAUBE, 2004: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. I. Impact of defoliation system and nitrogen input on performance and N balance of grassland. *Grass and Forage Science* **59**, 41-55.

- VAN DER MEER, H.G., 1982: Effective use of nitrogen on grassland farms. In: CORRALL, A.J. (ed.) *Proceedings of the 9<sup>th</sup> General Meeting of the European Grassland Federation*, 61-68.
- VAN DER WERF, H.M.G., 1996: Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **60**, 81-96.
- VAN DER WERF, H.M.G. & J. PETIT, 2002: Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **93**, 131-145.
- VELLINGA T., VAN DER PUTTEN, A.H.J. & M. MOOIJ, 2001: Grassland management and nitrate leaching, a model approach. *Netherlands Journal of Agricultural Science* **49**, 299-253.
- VDLUFA, 2001: Umweltsicherungssystem Landwirtschaft (USL). Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten ([www.vdlufa.de/usl](http://www.vdlufa.de/usl); Februar 2007).
- WACHENDORF, M., BÜCHTER, M., TROTT, H. & F. TAUBE, 2004: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. II. Impact of defoliation system and nitrogen input on Nitrate leaching losses. *Grass and Forage Science* **59**, 56-68.
- WABMUTH, R., 2004: Protokoll des Abschlussworkshops zum UBA-Vorhaben 201 94 108 "Entwicklung eines Umweltcontrolling-/Umweltoptimierungssystems in der Landwirtschaft" am 09.04.2003 in Jena. In: Breitschuh, G., Eckert, H., Feige, H., Gernand, U. & D. Sauerbeck, 2004: Entwicklung eines Umweltcontrolling-/Umweltoptimierungssystems in der Landwirtschaft. Forschungsbericht 201 94 108. *UBA Texte* **17/04**.
- WINKLER, L. & J. NÖSBERGER, 1985: Einfluss der Schnitthäufigkeit und N-Düngung auf die Bestandesstruktur und die vertikale Verteilung von Weißklee (*Trifolium repens* L.) in einer Dauerwiese. *Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau* **155**, 43-50.
- WOLEDGE, J., REYNERI, A., TEWSON, V. & J.A. PARSONS, 1992: The effect of cutting on the proportions of perennial ryegrass and white clover in mixture. *Grass and Forage Science* **47**, 169-179.
- YARROW, N.H. & P.D. PENNING, 1994: Managing grass/clover swards to produce differing clover proportions. *Grass and Forage Science* **49**, 496-501.



## **Kapitel 6**

### **Zusammenfassung**

### **Summary**

## 6.1 Zusammenfassung

Eine nachhaltige Landwirtschaft ist als Leitbild in der Agrarpolitik verankert und erfordert die Entwicklung von Indikatoren, die bei Implementierung in landwirtschaftliche Betriebsmodelle eine Nachhaltigkeitsbewertung von Produktionszweigen ermöglichen.

In einem interdisziplinären Stipendenschwerpunkt (‘Indikatoren für eine nachhaltige Landnutzung’ der Deutschen Bundesstiftung Umwelt) tragen verschiedene Arbeitsgruppen zur konzeptionellen Weiterentwicklung des Betriebsmodells REPRO bei. Die einzelnen Forschungsvorhaben umfassen die Anpassung und Verbesserung bestehender Algorithmen, die Ableitung von Indikatoren sowie die Abbildung bisher nicht oder nur unzureichend berücksichtigter Wirkungsbereiche. Das Modell REPRO ist in erster Linie für Ackerbausysteme unter kontinentalen Klima- und Bodenverhältnissen entwickelt und kalibriert worden. Ein entsprechender aggregierter Bilanzierungs- und Bewertungsansatz fehlte bisher für spezialisierte Grünland-Futterbaubetriebe, die desweiteren überwiegend auf leichten Standorten Nordwesteuropas unter maritimen Klimabedingungen lokalisiert sind.

Ziel dieser Studie war es, (i) Agrar-Umweltindikatoren speziell für Grünlandnutzungssysteme zu entwickeln, welche anhand verschiedener Kriterien auf deren Eignung, Aussagekraft, Praxisrelevanz und Korrelation zu Umweltproblemen überprüft und validiert werden; (ii) diese Indikatoren auf der Skalenebene der Fläche anhand geeigneter Datensätze quantitativ zu bestimmen und (iii) entsprechende Zielwerte zu formulieren.

Als Datengrundlage dienten vorwiegend die Ergebnisse des interdisziplinären Forschungsprojektes ‘Stickstoff (N)-Projekt Karkendamm’. Ergänzend dazu fanden Erhebungen zu intensiv konventionell und ökologisch bewirtschafteten Dauergrünlandbeständen aus dem Norddeutschen Tiefland (Schleswig-Holstein (Projekt: COMPASS), Niedersachsen (Projekt: Öko-Landbau Wasserschutz Elbe-Weser Dreieck) und aus der alpinen Bergregion Gumpenstein (Projekt: Man And Biosphere) Berücksichtigung.

Die Umsetzung der Arbeit erfolgte in Form eines dreistufigen Konzeptes:

In einem ersten Schritt wurden anhand einer umfangreichen Literaturstudie relevante Nachhaltigkeitsindikatoren zusammengestellt, die die Aspekte Produktivität, Ressourceneffizienz, Tiergerechtigkeit und tierische Leistung für die Nutzungssysteme Weide und Schnitt gegenüberstellen. Es zeigte sich, dass die Nutzungsart einen entscheidenden Einflussfaktor nicht nur auf die Beanspruchung natürlicher Ressourcen, sondern auch auf die Futterqualitäts- und Ertragsleistung des Grünlandbestandes darstellt. Der Einfluss des Nutzungssystems muss in der Weiterentwicklung landwirtschaftlicher Bewertungssysteme Berücksichtigung finden, um die positiven Effekte der Beweidung (Tiergerechtigkeit, hohe

Energieeffizienz, Kostenersparnis) bzw. der Schnittnutzung (geringere und mengenmäßig besser quantifizierbare Stickstoffverluste) in eine Gesamtbewertung zu integrieren. Als Fazit dieses ersten Teils konnte zusammengefasst werden, dass die Beweidung bei einer Reduktion der mineralischen N-Intensität nach wie vor ein nachhaltiges Nutzungssystem darstellt.

Die Ergebnisse der Literaturstudie dienten in einem zweiten Schritt als Basis zur Entwicklung eines Indikatoransatzes. Acht formulierte Einzelindikatoren, die jeweils mit Toleranz- und Zielwerten definiert wurden, bilden in ihrer Gesamtheit erstmalig ein Instrument zum Nachweis der guten fachlichen Praxis in der Grünlandbewirtschaftung für die Beratung, Administration und die landwirtschaftliche Praxis. Aussagekräftige Indikatoren, für die eine gesicherte Datenverfügbarkeit besteht, wurden zur Bewertung der Bonität, der Bestandesentwicklung und der potentiellen bzw. aktuellen Futterqualität und Ertragsleistung mit dem Ziel zusammengeführt, Bestandesdegradierungen bereits im Vorwege zu erkennen und Verbesserungsmaßnahmen rechtzeitig einzuleiten. Dabei wurden insbesondere die Anforderungskriterien Anwendbarkeit, Datenverfügbarkeit, Plausibilität, Reproduzierbarkeit und Relevanz in die Indikatorenauswahl einbezogen.

Die Steigerung der Stickstoff (N)- Effizienz grünlandgenutzter Systeme kann massgeblich zur Nachhaltigkeit beitragen. In einem dritten Teil wurden Möglichkeiten zur Ableitung von N-Düngungsempfehlungen analysiert. Es konnte gezeigt werden, dass die abgeleiteten N-Applikationsmengen nach den Richtlinien der guten fachlichen Praxis durch die Standardmethode des Grenzertrages (Myr) zu hohen N-Überschüssen insbesondere in beweideten Systemen führen, so dass in umweltpolitischen Verordnungen festgelegte Toleranzbereiche nicht eingehalten werden können.

Der formulierte Indikator endogene N-Verwertungseffizienz (NyUE) ist am pflanzlichen N-Bedarf ausgerichtet und stellt den inversen Rohproteingehalt dar. Zusätzlich wurden definierte Grenzbereiche an einer leistungsorientierten Milchvieh-Fütterung abgeleitet, wobei unnötig hohe N-Ausscheidungen der Tiere durch eine Begrenzung der N-Gehalte des Grünlandfutters verhindert werden. Als Fazit dieses Kapitels lässt sich zusammenfassen, dass bei Anwendung von NyUE zur Ableitung optimaler N-Intensitäten die Empfehlungen insgesamt im Vergleich zu Myr reduziert sind. Auch in beweideten Systemen können die N-Verluste mit dem Sickerwasser bei gleichbleibender Produktivität vermindert werden. Ferner sollte eine strategische N-Applikation zum ersten und zweiten Aufwuchs in schnittgenutzten Systemen erfolgen, während beweidete Systeme die höchste N-Effizienz ohne jegliche Düngerapplikation erreichen.

Die einzelnen Kapitel der vorliegenden Arbeit dokumentieren, dass zur Optimierung des Grünlandmanagements Kenntnisse über die Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsstrategien auf die Produktivität, die Futterqualität und insbesondere die N-Verluste erforderlich sind, da diese im Hinblick auf die Umweltgerechtigkeit im intensiven Futterbau von besonderer Bedeutung sind. Darüber hinaus müssen Indikatoren zur Bewertung einer nachhaltigen Grünlandbewirtschaftung sowohl ökologische Aspekte als auch ökonomische und soziale Forderungen in einen Gesamtkontext stellen.

Die national in der Anwendung befindlichen Gesamtbetriebsmodelle bilden die Betriebsform Grünland und Futterbau bislang unzureichend genau ab.

Mit dieser Arbeit wurde das Ziel erreicht, der Praxis, Beratung und Administration mit einem System an geeigneten Indikatoren und Zielwerten ein Werkzeug zur Bilanzierung und Bewertung von Leistungen und ökologischen Effekten des Grünlands in die Hand zu geben. Dieses lässt sich mit wissenschaftlicher Belastbarkeit für intensiv genutztes Grünland unter nordwesteuropäischen Klima- und Standortbedingungen anwenden.

## 6.2 Summary

The assessment of sustainability of different land use systems with indicators is one of the main objectives in the agricultural policy. The implementation of indicators in whole-farm models provides the evaluation of sustainability of different production processes. In an interdisciplinary scholarship-project ('Indicators for a sustainable land use', funded by the German Federal Environmental Foundation) different working groups contribute to an advancement of the whole-farm model REPRO. An adaptation and improvement of algorithms and the deduction of indicators is necessary. Up to now, REPRO is well adapted to simulate mixed farming systems located on continental sites, but the modelling of specialised dairy farming systems and grassland production systems is insufficient.

Therefore, the aim of the study was to (i) develop indicators and prove their suitability, practicability and ecological relevance for assessing the sustainability of intensively used grassland. (ii) Afterwards these indicators were quantified on the field scale and (iii) target values were formulated.

Selected results of the interdisciplinary 'Nitrogen (N)-project-Karkendamm' form the basis of the dataset. Additionally, field studies from monitoring projects of Schleswig-Holstein, Lower Saxony and the alpine region Gumpenstein were evaluated.

The study was split into three chapters:

In a comprehensive literature review rotational grazing and cut systems were compared in case of productivity, resource-efficiency, animal welfare and animal performance. It was shown that the management system has a strong influence not only on resource consumption but also on forage quality and yield. This influence of management strategy has to be implemented in whole-farm models for assessing positive effects for rotational grazing (animal welfare, high energy-efficiency, low costs) as well as for cut systems (lower nitrogen losses). It can be stated that actually rotational grazing provides a sustainable management system, but the application of N fertilisers is recommended to be reduced.

Following, the results of the literature review were taken as a basis for the development of an indicator-based approach for assessing the sustainability of intensively managed grasslands. Eight individual indicators each defined with target values and weighting functions, offer an instrument for certifying management practices in the codes of good agricultural practice. Indicators with high expressiveness and easy data collection measure sward quality, sward development and the potential and actual forage quality and yield performance. The aim is to inhibit sward degradation early enough before deterioration and conclude corrective actions.



The selection criteria for indicators were easy data collection for cost minimisation, easy handling for users and repeatability.

An increased N efficiency is a main option to increase sustainability of grassland systems. In the third step of this thesis we analysed different opportunities for the calculation of N fertiliser recommendations. It was shown that recommendations calculated with the defined standard, marginal yield response (Myr), lead to high N loads especially in grazed systems. In conclusion, guidelines of policy instruments are not matched. The calculation of fertiliser recommendation including the indicator endogenous N utilisation (NyUE) is adapted to plants' demand; additionally, defined target values are deduced from animal's requirements combining high production and reduced N losses. The results show that compared to Myr, the optimum fertiliser input is generally reduced by the use of NyUE. Fertiliser recommendations calculated with NyUE emphasize a strategically application of fertiliser N to the first growth and first regrowth for cut systems while grazing is most efficient with zero fertiliser.

For an optimised grassland management, knowledge of the influence of different management practices on productivity, forage quality and particularly the N losses is important. Nutrient losses, especially N, play an important role for assessing an environmental friendly use of natural resources in forage production systems.

Indicators for evaluating a sustainable grassland production have to consider as well ecological, economical as social aspects in a whole context.

Up to now, whole farm models cannot picture these production systems in detail and therefore further development is necessary.

This study formulated a set of indicators for balancing and assessing as well performance as ecological effects of grassland production systems that can be used in the agricultural practice, by advisory service and administration. The reliability is assured for northwest European climatic areas.

---

---

## **DANKE.....**

....Herrn Prof. Dr. Taube für die Überlassung des Themas, die fachlichen Anregungen, die freie Hand, die vertrauensvolle Zusammenarbeit und die überzeugende Motivation

....Herrn Prof. Dr. Susenbeth für die Übernahme des Koreferates

....Frau Dr. Hela Mertens und Herrn G. Rave für die fachliche Hilfestellung in statistischen Fragen

....Herrn Prof. Dr. M. Wachendorf, Dr. H. Trott, Dr. M. Kelm für die Bereitstellung der Daten aus dem Karkendamm und Compass-Projekt

....Frau Dr. habil. A. Herrmann, Dr. R. Loges und Dr. M. Gierus für die Antworten auf kleinere und größere Fragen.

Zum Gelingen dieser Arbeit haben eine Vielzahl an Mitarbeitern des Instituts für Grünland & Futterbau/Ökologischer Landbau beigetragen- ganz besonders bedanken möchte ich mich bei Dr. Sandra Kruse für die gemeinsame, motivierende und aufmunternde Bürozeit; bei David Nannen für die ständige Hilfsbereitschaft, das „gemeinsame Datenmaterial“ in reibungsloser Teamarbeit zu analysieren und zu diskutieren; Derk Westphal, Birgit Eickler und Marc Lösche für die aufbauenden Kaffeerunden und die kleinen und größeren Hilfestellungen.

Für die tatkräftige Unterstützung im Grünlandumbruchversuch danke ich insbesondere dem Versuchsgott Thomas, der immer wenn man ihn brauchte mit Rat und Tat zur Seite stand (sowohl dienstlich als auch privat), sowie allen Hiwis, die zur Probennahme bei Wind und Wetter aktiv waren.

Ferner möchte ich mich bei der Deutschen Bundesstiftung Umwelt für die Finanzierung meines Stipendiums und die erfrischenden Seminare bedanken.

Meinen Eltern, Gesche und Hinrik Treyse, und meinem Bruder Jan-Christian danke ich für das große Vertrauen, das ständige Interesse an meiner Arbeit und ihre Unterstützung.

Abschließend noch ein riesiges Dankeschön an Nils für das entgegengebrachte Verständnis, die aufbauenden Worte und die schöne Zeit....

---

## **Lebenslauf**

|                     |                         |
|---------------------|-------------------------|
| Name                | Treyse                  |
| Vorname             | Katharina               |
| Geburtstag,-ort     | 18.04.1980, Brunsbüttel |
| Familienstand       | ledig                   |
| Staatsangehörigkeit | deutsch                 |

## **Schul- und Berufsausbildung**

|           |   |
|-----------|---|
| 1990-1999 | Meldorfer Gelehrtenschule, Abschluss Abitur |
| 1986-1990 | Grundschule Burg                            |

## **Hochschulausbildung**

|                          |  |
|--------------------------|--|
| seit Juli 2004           | Stipendiatin der Deutschen Bundesstiftung Umwelt am Institut für Pflanzenbau- und züchtung; Grünland & Futterbau/ Ökolog. Landbau; Christian-Albrechts-Universität (CAU) zu Kiel |
| Juli 2002 - April 2004   | Studium der Agrarwissenschaften mit der Fachrichtung 'Pflanzenproduktion' an der CAU zu Kiel<br>Abschluss: Master of Science (M.Sc.)   |
| Oktober 1999 - Juli 2002 | Studium der Agrarwissenschaften mit der Fachrichtung 'Pflanzenproduktion' an der CAU zu Kiel<br>Abschluss: Bachelor of Science (B.Sc.)   |

## **Praktische Tätigkeit**

|                            |  |
|----------------------------|--|
| August 2002 - Oktober 2002 | Practical training at the ARC-Institute for tropical and subtropical crops (Citrus Breeding Programme), Nelspruit, Südafrika |
| August 2000 - Oktober 2000 | Landwirtschaftliches Praktikum auf dem Scholtenhof (Ökologischer Landbau), Dinslaken   |
| Juni 1999 - Oktober 1999   | Landwirtschaftliches Praktikum auf dem Lichtenhof (Milchvieh- und Sauen-Outdoorhaltung), Tensbüttel                          |